



EUREQua
*Equipe Universitaire de Recherche
en Economie Quantitative
UMR CNRS 8594*

**Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique :
un « état de l'art » pluridisciplinaire**

Lettre de commande 99MT81, DRAST-Ministère des Transports - PREDIT

RAPPORT FINAL

DANS LE CADRE DE L'INSTITUT D'ECONOMIE PUBLIQUE

Mai 2001

Coordinateurs

Olivier Chanel (Greqam-Idep) et Jean-Christophe Vergnaud (Eurequa),
Chargés de recherche au CNRS

GREQAM
Groupement de Recherche en
Economie Quantitative d'Aix-Marseille
UMR 6579-CNRS-EHESS-
Universités Aix-Marseille II et III
2 rue de la Charité, 13002 Marseille
Tél : 04 91 14 07 80 fax : 04 91 90 02 27

EUREQua
Equipe Universitaire de Recherche en
Economie QUAntitative
UMR 8594-PARIS I
106-112 Bd de l'Hôpital 75647 Paris Cedex 13
Tél : 01 44 07 82 29 Fax : 01 44 07 8231

Membres de l'équipe : Laure CABANTOUS (INRA-TOULOUSE), Olivier CHANEL (GREQAM-IDEP), Elsa FAUGERE (SHADYC), Yvon LE MOULLEC (LHVP), Dorothée MANIERE (EDF), Petia MANOLOVA (GREQAM), Sylvia MEDINA (InVS), Christian RENAUDOT (AIRPARIF), Marie-Anne SALOMON (PARIS I), Pascale SCAPECCHI (GREQAM) et Jean-Christophe VERGNAUD (EUREQua).

Présentation des équipes

Membres de la partie Economie

Laure CABANTOUS (Institut National de la Recherche Agronomique-Toulouse), doctorante,
Olivier CHANEL (Groupement de Recherche en Economie Quantitative d'Aix-Marseille –
Institut D'Economie Publique), chargé de recherche CNRS,
Dorothee MANIERE (Electricité De France), économiste, Direction de la Stratégie,
Petia MANOLOVA (GREQAM-Université de la Méditerranée), étudiante en DEA,
Marie-Anne SALOMON (PARIS I), étudiante en DEA,
Pascale SCAPECCHI (GREQAM), doctorante,
Jean-Christophe VERGNAUD (Equipe Universitaire de Recherche en Economie Quantitative-
Paris), Chargé de recherche CNRS.

Membre de la partie Anthropologie

Elsa FAUGERE (Sociologie, Histoire, Anthropologie des Dynamiques Culturelles-Marseille),
chargée d'étude

Membre de la partie Epidémiologie:

Sylvia MEDINA (Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice)

Membres de la partie Caractérisation de la pollution:

Christian RENAUDOT (AIRPARIF, Réseau de Surveillance de la qualité de l'air en Ile de
France)

Yvon LE MOULLEC (Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris)

Avant-Propos

Le présent rapport final se divise en deux tomes, dont le premier correspond à la partie économique et le second aux trois autres disciplines (caractérisation de la pollution atmosphérique intérieure et extérieure, épidémiologie, et socio-anthropologie).

Dans le premier tome, la première partie constitue une introduction générale au problème de la monétarisation de la pollution atmosphérique. Les résultats issus de l'analyse des fiches sont présentés dans les parties 2 et 3. La partie 4 constitue une analyse des diverses incertitudes affectant l'évaluation économique et un ensemble de recommandations et pistes de recherche susceptibles d'améliorer son intégration dans les décisions publiques. La grille de lecture retenue pour les études économiques est présentée dans la partie 5, ainsi que les taux de change et taux d'inflation utilisés. Les fiches elles-mêmes, classées par ordre alphabétique, sont communiquées en Annexe¹. Une bibliographie générale regroupant de façon différenciée les articles ayant fait l'objet d'une fiche des autres se trouve à la fin de ce tome. Au sein de ce tome 1, tout article cité et ayant fait l'objet d'une fiche est mentionné en lettres majuscules : KRUPNICK et al. (1999) par exemple. Les autres sont cités en lettres minuscules, et se trouvent référencés à la fin de chaque partie.

Le second tome correspond aux contributions des quatre collaborateurs (air extérieur, air intérieur, épidémiologie et socio-anthropologie), et se présente sous la forme de quatre parties comportant chacune leur bibliographie propre.

Remarques

La recherche ne peut bien évidemment pas être considérée comme exhaustive, car les moyens utilisés (base de données Econlit et de l'INIST, actes de colloque ou de séminaires, contacts personnels,...) ne couvrent qu'une partie du champ. De plus, la littérature évoluant rapidement, certains articles ont paru depuis la fin de la recherche bibliographique (juillet 2000).

Les valeurs monétaires citées dans ce rapport, sauf spécification contraire, résultent d'une conversion en dollar US de 1996 (voir tome 1 chapitre 5 pour les taux de change et d'inflation utilisés).

¹ L'Annexe ne figure que dans les rapports finals originaux. Si nécessaire, il convient de la demander auprès de la DRAST, Mission de la Recherche et de l'Innovation dans les Transports, en mentionnant la référence de la présente recherche (99MT81).

PLAN DU RAPPORT

TOME 1

Olivier Chanel, (GREQAM-IDEP), Pascale Scapecchi (GREQAM),
Jean-Christophe Vergnaud (EUREQua).

SYNTHESE DES RESULTATS	5
PARTIE 1 : PARTIE INTRODUCTIVE	11
11 Introduction	
12 Deux approches conceptuellement différentes	
13 Les indicateurs ou signes subjectifs de la pollution de l'air	
14 Les données objectives associées à la pollution atmosphérique et ses effets.	
15 Quelle utilisation de l'évaluation économique ?	
PARTIE 2 : ELEMENTS D'EVALUATION ECONOMIQUE.....	27
21 Introduction sur les méthodes	
22 Monétarisation de la mortalité	
23 Monétarisation de la morbidité	
PARTIE 3 : EVALUATION DES EFFETS DE LA POLLUTION DE L'AIR.....	53
31 Coût en référence aux expositions	
32 Coût en référence aux émissions	
PARTIE 4 : INCERTITUDES ET RECOMMANDATIONS.....	71
41 Incertitudes	
42 Incertitudes et décisions publiques	
43 Recommandations et pistes de recherche	
PARTIE 5 : GRILLE DE LECTURE DES FICHES DE LECTURE ECONOMIQUES.....	93
BIBLIOGRAPHIE GENERALE.....	101

TOME 2

PARTIE 1 : CARACTERISATION DE LA POLLUTION EXTERIEURE	
Christian Renaudot (AIRPARIF).....	121
PARTIE 2 : CARACTERISATION DE LA POLLUTION A L'INTERIEUR DES	
LOCAUX, Yvon Le Moullec (LHVP).....	139
PARTIE 3 : ETAT DE L'ART DES CONNAISSANCES EPIDEMIOLOGIQUES	
SUR LES LIENS ENTRE POLLUTION ATMOSPHERIQUE ET SANTE,	
Sylvia Medina (InVS).....	175
PARTIE 4 : LES REPRESENTATIONS SOCIALES DE LA POLLUTION	
DE L'AIR ET DES TRANSPORTS : UN ETAT DE L'ART EN SOCIOLOGIE	
ET EN ANTHROPOLOGIE, Elsa Faugère (SHADYC).....	219

ANNEXE

FICHES DE LECTURE ECONOMIQUES, Laure Cabantous (INRA), Dorothée	
Manière (EDF), Petia Manolova (GREQAM), Marie-Anne Salomon (PARIS I).....	247

TOME 1

SYNTHESE DES RESULTATS

11 Introduction

L'état de l'art mené dans cette recherche, concerne la monétarisation des effets de la **pollution atmosphérique** dans le cadre d'une **approche pluridisciplinaire**.

Notons que la **pollution atmosphérique** est considérée, dans l'ensemble de ce rapport, sous un aspect général, et que la part associée aux transports n'en constitue donc pas l'unique objet. Toutefois, il est évident que cette part peut s'avérer majoritaire en milieu urbain et pour certains indicateurs de pollution (comme les NO_x), et donc que les connaissances en matière de monétarisation en général peuvent être utilisées dans le cadre particulier des émissions liées aux transports. Soulignons de plus que les effets associés aux gaz à effet de serre n'ont pas été pris en compte spécifiquement, et notamment les cas sanitaires (indirects) résultant du changement climatique.

Le caractère **pluridisciplinaire**, ensuite, nous semble essentiel, dans la mesure où la monétarisation proprement dite peut intervenir selon deux approches que nous détaillons ci-dessous.

La première (dite construite ou scientifique) consiste à mettre en relation des effets (sanitaires ou non) avec des expositions à des substances nocives, et mobilise les disciplines relatives à la caractérisation de la pollution et à l'épidémiologie dans une approche du type « impact pathway ». L'économie intervient pour la valorisation par cas, qu'elle soit purement marchande (issue de marchés) ou non-marchande (issue de consentements à payer individuels). Il convient d'insister ici sur le fait que la valorisation peut se fonder sur des données subjectives individuelles, mais que le cheminement en amont se fait sur la base de données scientifiques issues des différentes disciplines.

La seconde (dite directe) consiste à observer (ou tenter de faire révéler) les valeurs économiques attribuées par les individus à une modification des niveaux de pollution, et fait intervenir la perception subjective que les individus possèdent de la pollution, faisant appel à une approche plus axée sur la sociologie et l'anthropologie. En effet, en l'absence d'information objective, les individus vont valoriser globalement la représentation qu'ils se font de l'impact de la variation de niveau de pollution proposée. Les sciences sociales interviennent de surcroît dans l'analyse de l'acceptabilité de toute politique visant à réduire les émissions des sources mobiles, qu'elle soit fondée sur un ensemble de réglementations, mais plus encore lorsqu'elle vise à modifier des comportements.

Toute activité génère un bénéfice à celui qui l'entreprend, et implique des coûts. Un des problèmes fondamentaux vient de ce que ces coûts et ces bénéfices ne concernent pas uniquement les acteurs, puisque certains coûts sont supportés par des tierces personnes ou par la société dans son ensemble. Il est courant de distinguer ainsi les coûts "internes" ou privés, supportés par la personne qui effectue l'activité, et les coûts "externes", supportés par autrui directement ou indirectement. La somme de ces deux types de coûts est appelée "coûts sociaux".

On parlera alors **d'externalités** lorsque le bien-être d'un individu est influencé par les activités d'autres individus qui ne prennent pas en compte ces retombées lors de leur processus de prise de décision. Elles peuvent éventuellement être positives, mais dans le cas de la pollution atmosphérique, elles sont négatives et très importantes. L'idée fondamentale consiste à pouvoir chiffrer ces externalités en termes monétaires, de façon à disposer de guides visant à internaliser ces externalités : les incorporer – partiellement ou totalement – dans les coûts associés aux activités qui les génèrent.

Ainsi, les évaluations économiques des effets de la pollution atmosphérique, que ce soit à des fins d'internalisation ou de comparaison en matière de décision publique, se développent de concert avec l'amélioration des connaissances scientifiques sous-jacentes. Elles restent toutefois exposées à de nombreuses incertitudes, en premier lieu celles des disciplines scientifiques qui les sous-tendent : la caractérisation de la pollution et l'épidémiologie.

12 Eléments d'évaluation économique²

Après avoir présenté rapidement les méthodes de valorisation économique et les difficultés méthodologiques liées à leur utilisation dans le cadre particulier de la pollution atmosphérique, nous étudierons comment elles ont été utilisées dans les études traitant d'une valorisation individuelle de la mortalité et de divers épisodes morbides.

Lors de la revue de la littérature, 50 études font explicitement référence à une valeur monétaire concernant **la mortalité**. Parmi celles-ci, 34 études ne font que citer une valeur utilisée, elle-même issue d'une évaluation antérieure. 16 calculent explicitement une Valeur d'Evitement d'un décès (VED).

Si les méthodes fondées sur les préférences observées (méthodes hédonistiques et dépenses de protection) et la méthode fondée sur les pertes de production ont été beaucoup employées jusque dans les années 80, il semblerait que ce soit maintenant la méthode des préférences révélées (Méthode d'Evaluation Contingente, MEC) qui soit la mieux adaptée.

Quelle que soit la méthode utilisée, la VED dans les pays développés est - à de rares exceptions près - comprise entre 0,8 et 8 millions de dollars pour les pays développés. Lorsque les auteurs cherchent à corriger de l'âge, du motif ou du contexte du décès, la VED qu'ils proposent est comprise entre 0,04 et 1,17 M\$. Enfin, un raisonnement en terme d'années de vie perdues, lorsqu'il est privilégié dans les études, conduit à des valeurs comprises entre 0,012 et 0,17 M\$.

Il apparaît que l'ordre de grandeur d'une VED devrait être fondée sur la MEC, utilisant un scénario contextuel, afin de prendre en compte explicitement le motif de décès. Deux études seulement ont opéré de cette façon, et conduisent à des résultats beaucoup plus faibles que précédemment : entre 0,36-0,49 M\$ pour un taux d'actualisation de 4%. Ils fournissent un premier ordre de grandeur associé à une réduction de l'espérance de vie de 10 ans liée à une exposition de long terme à la pollution atmosphérique.

² Toutes les valeurs monétaires sont exprimés en dollar US 1996.

Une trentaine d'études portent sur la monétarisation des **épisodes morbides**. On peut constater que les valeurs des Consentements A Payer (CAP) pour éviter un épisode sont généralement supérieures à celles de Pertes Médicales (PM). Le rapport entre les valeurs de CAP et de PM se situe en général entre 1 et 3 pour la morbidité de court terme, sauf pour les symptômes mal définis (fatigue, nausée) pour lesquels il peut être supérieur à 10. Pour la morbidité de long terme (bronchite chronique et cancer), les CAP sont supérieurs aux PM d'un facteur 10.

Quelle que soit la méthode, il est préférable d'utiliser les valeurs monétaires spécifiques au pays, compte tenu des fortes disparités pouvant exister entre les systèmes de soins et le niveau de vie. Ainsi, en France, 75% des coûts marchands de la maladie reposent sur le système de santé collectif, et les 25% restant sont généralement couverts par une assurance santé complémentaire. Le coût privé marchand d'un épisode morbide est alors faible, voire nulle, l'essentiel du coût marchand se répartissant sur un coût social collectif. Le coût privé individuel est alors essentiellement composé de coûts intangibles reflétant la douleur, la peine, l'appréhension de la maladie, les coûts de déplacement induits, l'impossibilité de pratiquer des activités de loisir, etc.

13 Evaluation économique des effets de la pollution atmosphérique

Pour ce qui concerne l'évaluation monétaire des effets de la pollution atmosphérique, la revue de la littérature effectuée nous a permis de collecter environ 80 études, que nous avons séparées en deux catégories.

La première concerne environ 70 études portant sur l'évaluation en référence aux expositions (de l'évaluation d'un type d'effet associé à un polluant jusqu'à l'ensemble de la pollution et l'ensemble des effets). Nous retrouverons la distinction effectuée précédemment entre les approches directe et construite. L'extrême diversité des études (portant sur les indicateurs de pollution étudiés, les variations associées, les types d'effet, les méthodes, les pays étudiés, les choix méthodologiques) ne permet que très rarement une expression en unités monétaires autorisant des comparaisons. Il convient donc plutôt de rechercher dans la littérature, pour un objectif de réduction et un effet (ou groupe d'effets) déterminés, les diverses études similaires effectuées dans le passé, en s'attachant ensuite aux critères qui les distinguent (méthode utilisée, pays, année de l'étude, etc.).

La seconde ne concerne que quelques études, et porte sur le coût marginal d'un trajet supplémentaire, exprimé en coût par kg émis ou par km/véhicule parcouru. Elle concerne principalement les émissions de particules, utilise exclusivement une approche construite et s'avère la plus opérationnelle en terme de décision publique. Les coûts en référence aux émissions dépendent d'un nombre important de paramètres (émissions du véhicule, conditions de conduite et de circulation, conditions météorologiques et topographiques, densité de la population située à proximité de la source,...). Les quelques études sur le sujet indiquent que les coûts des véhicules diesels excèdent de manière importante les coûts des véhicules essence, essentiellement du fait des effets des particules. Pour ces dernières, le coût estimé au km/parcouru pour un véhicule diesel (aux normes non récentes) se situe entre 0,1 et 0,4 US\$ 1996 en zone très urbanisée.

14 Incertitudes et recommandations

Les connaissances en matière de pollution atmosphérique restent sous le coup de nombreuses incertitudes. Nous proposons une analyse de celles qui nous semblent primordiales du point de vue l'évaluation économique et de la décision publique. Connaître ces incertitudes est important d'une part parce qu'elles jouent sur la signification et la validité des résultats d'évaluation économique et d'autre part parce qu'elles constituent en soit un élément dont il faut tenir compte dans la prise de décision.

La contrainte principale qui limite fortement les possibilités d'évaluation des effets de la pollution atmosphérique sur la santé est le manque de données épidémiologiques disponibles, surtout en matière d'effets de long terme. Ainsi, il faut s'attendre pour quelques années encore, à ne pouvoir utiliser pour les effets de long terme des particules, que les résultats issus de trois études américaines. Ceci pose un **premier problème d'incertitude, celui de la transférabilité** de ces fonctions Exposition/Réponse. On peut ainsi se demander d'une part si l'hétérogénéité entre les expositions individuelles et les mesures des concentrations par les réseaux est comparable entre 2 populations, et d'autre part si la composition des particules fines est restée la même dans l'espace et dans le temps.

Le second problème est celui des données manquantes. Il concerne le cas d'effets présumés existant mais non mesurés, mais aussi le fait que l'état de la pollution atmosphérique change en permanence (sous l'effet des évolutions technologiques et des normes de pollution) et que c'est un enjeu en soit de trouver des indicateurs dont la mesure soit représentative de la pollution. Avec les filtres à particules pour les moteurs diesel, ce sont peut être les concentrations des PM₁₀ et PM_{2,5} qui vont être réduites considérablement. Cela signifie-t-il que les effets sanitaires des particules vont diminuer en proportion ? Qu'en est-il des particules ultra-fines, dont les concentrations ne sont pas mesurées et dont les effets ne sont pas estimés ?

Les économistes souhaitent utiliser les données épidémiologiques pour déterminer des coûts marginaux qui pourraient servir de base à une politique d'internalisation de ces effets externes, mais cela implique que les fonctions Exposition/Réponse sont la mesure **d'une causalité**. Sous ce terme de «causalité», nous recensons 4 questions : celle de la validité des résultats épidémiologiques, celle de la causalité, celle du «harvesting» (degré d'anticipation de la survenue des décès) et celle des corrections à apporter quand on évalue les effets de long terme, dont les effets bénéfiques ne sont pas immédiats. Sur ce dernier point, et sous des hypothèses plausibles, nous montrons qu'une analyse coût-bénéfice qui ne tient pas compte des délais surestimera les bénéfices approximativement de 10 à 300%.

Les mesures des concentrations résultant des réseaux de capteurs sont des **approximations des expositions réelles des individus**. Il paraît essentiel de mieux connaître les expositions réelles et des recherches sont en cours sur ce point.

L'arrivée progressive de connaissances laisse espérer que beaucoup de ces incertitudes se réduiront dans le futur. En attendant, la théorie économique nous enseigne que l'attente d'arrivée d'information ne doit pas nous conduire à différer les mesures de limitation des risques. Au contraire, en présence d'irréversibilités, l'arrivée d'information doit nous conduire à prendre des mesures plus drastiques

Par ailleurs, les sources de la pollution atmosphérique sont souvent des sources de multiples externalités négatives, c'est le cas des transports routiers par exemple. En pareil cas, lorsque l'on aborde une problématique d'internalisation, une analyse globale des externalités est nécessaire : on ne peut traiter chaque problème de manière séparée.

21 Etat de l'art sur la caractérisation de la pollution atmosphérique extérieure

La caractérisation de la pollution extérieure doit utiliser toutes les méthodes d'investigation et toutes les informations qui permettent de définir de façon objective et avec une précision quantifiable cette qualité de l'air vis à vis des effets nuisibles. Deux axes ont été développés : les méthodes **d'observation** et les méthodes de **description simulée** de niveaux de pollution virtuels ou réels.

L'observation consiste en la détermination de concentrations d'espèces chimiques polluantes, afin de fournir des éléments permettant de caractériser les expositions des personnes ou des éléments sensibles de l'environnement. Le calcul de l'exposition d'un individu peut être effectué soit par méthode directe soit par méthode indirecte. En méthode directe, on réalise la mesure de certains polluants en suivant la personne dans ses activités. Elle requiert l'usage de capteurs portatifs de faible encombrement. La méthode indirecte relie les lieux et temps de séjour aux concentrations rencontrées dans différents environnements, et ce pour des catégories types de personnes.

Les méthodes de simulation permettent de disposer d'informations de précision variable là où l'observation n'a pas été mise en œuvre. Elles consistent en la mise en œuvre d'outils mathématiques de traitement de données qui s'appuient sur la connaissance des émissions et sur la description de la dispersion et de la chimie atmosphérique à différentes échelles de temps et d'espace.

22 Etat de l'art sur la caractérisation de la pollution atmosphérique intérieure

Ce travail bibliographique a porté sur l'exposition à la pollution atmosphérique à l'intérieur des locaux en se limitant aux polluants dont l'origine est extérieure (dioxyde de soufre - SO₂, ozone - O₃) ou pour lesquels la contribution extérieure est souvent importante comme c'est le cas pour les particules en suspension (PS), le dioxyde d'azote (NO₂), le monoxyde de carbone (CO) et le benzène (C₆H₆). Pour ces aéro-contaminants, c'est donc l'approche "exposition atmosphérique totale" prenant en compte à la fois les pollutions intérieures et extérieures qui est pertinente pour évaluer les risques sur la santé. Les polluants atmosphériques extérieurs pénètrent dans les locaux par infiltration et par le système de ventilation ; les variations temporelles des teneurs sont reproduites à l'intérieur avec un retard et un amortissement qui sont fonction du taux de renouvellement d'air et de la nature du polluant qui est susceptible de réagir avec d'autres aérocontaminants ou de s'adsorber sur les surfaces. La relation entre teneurs intérieures et teneurs extérieures est discutée pour chacun de ces polluants.

23 Etat de l'art sur les connaissances épidémiologique santé-pollution atmosphérique

Entre 1995 et 2000, 154 références bibliographiques ont été répertoriées sur Medline, à partir des mots clefs «air pollution», «adverse effects», «human», «epidemiological studies», en excluant «radioactive», «indoor», «smoke» et «occupational».

Ces études ont été réalisées sur les cinq continents, et portent pour la plupart sur les effets à court terme de la Pollution Atmosphérique (PA). Sur le court terme, nous constatons que les études temporelles continuent d'être les plus nombreuses, mais le nombre d'études de panel augmente. À long terme, les études transversales et de cohorte sont les plus utilisées. Cette revue de la littérature montre que les effets sur la santé d'une exposition à court terme (quelques jours à quelques semaines) et à long terme (plusieurs années) peuvent être quantifiés. Ces effets étant peu spécifiques, il est recommandé d'examiner des indicateurs de mortalité et de morbidité pouvant se différencier clairement les uns des autres afin d'éviter les doubles comptes.

24 Etat de l'art socio-anthropologique

Au cours de cet état de l'art sur les représentations de la pollution de l'air, une première constatation s'impose : leur rareté. Ce constat a conduit à élargir le champ d'investigation dans deux directions : les représentations sociales de l'environnement en général et la question des transports et de la mobilité. En effet, la pollution de l'air, en milieu urbain est essentiellement due à l'utilisation de transports motorisés et notamment à l'augmentation du nombre de voitures particulières. Il semblait donc utile et pertinent de s'interroger sur ce phénomène et sur l'échec des politiques de report modal de l'automobile vers les transports collectifs.

Les questions d'environnement et de mobilités constituent des enjeux et des problèmes sociaux, économiques, politiques et écologiques majeurs dans les sociétés occidentales contemporaines. Appréhendés principalement au travers de grands sondages d'opinions et d'enquêtes quantitatives, la complexité des logiques sociales en jeu demeure encore mal connue.

PARTIE 1

PARTIE INTRODUCTIVE

11 INTRODUCTION

L'état de l'art mené dans cette recherche, concerne la monétarisation des effets de la **pollution atmosphérique** dans le cadre d'une **approche pluridisciplinaire**.

Notons que la **pollution atmosphérique** est considérée, dans l'ensemble de ce rapport, sous un aspect général, et que la part associée aux transports n'en constitue donc pas l'unique objet. Toutefois, il est évident que cette part peut s'avérer majoritaire en milieu urbain et pour certains indicateurs de pollution (NOx en particulier), et donc que les connaissances en matière de monétarisation en général peuvent être utilisées dans le cadre spécifique des émissions liées aux transports. Soulignons de plus que les effets associés aux gaz à effet de serre n'ont pas été pris en compte, et notamment les cas sanitaires (indirects) résultant du changement climatique.

Le caractère **pluridisciplinaire**, ensuite, nous semble essentiel, dans la mesure où la monétarisation proprement dite peut intervenir selon deux approches que nous détaillons ci-dessous. La première consiste à mettre en relation des effets (sanitaires ou non) avec des expositions à des substances nocives, et mobilise les disciplines relatives à la caractérisation de la pollution et à l'épidémiologie. La seconde consiste à demander directement aux individus leur disponibilité à payer pour une diminution de la pollution, et fait intervenir la perception subjective que les individus possèdent de la pollution, faisant appel à une approche plus axée sur la sociologie et l'anthropologie. Ces disciplines interviennent de surcroît dans l'analyse de l'acceptabilité de toute politique visant à réduire les émissions des sources mobiles, qu'elle soit fondée sur un ensemble de réglementations, mais plus encore lorsqu'elle vise à modifier des comportements.

Toute activité génère un bénéfice à celui qui l'entreprend, et implique des coûts. Un des problèmes fondamentaux vient de ce que ces coûts et ces bénéfices ne concernent pas uniquement les acteurs, puisque certains coûts sont supportés par des tierces personnes ou par la société dans son ensemble. Il est courant de distinguer ainsi les coûts "internes" ou privés, supportés par la personne qui effectue l'activité, et les coûts "externes", supportés par autrui directement ou indirectement. La somme de ces deux types de coûts est appelée "coûts sociaux".

En général, on parlera **d'externalités** lorsque le bien-être d'un individu est influencé par les activités d'autres individus qui ne prennent pas en compte ces retombées lors de leur processus de prise de décision. Elles peuvent éventuellement être positives, mais dans le cas de la pollution atmosphérique, elles sont négatives et très importantes. L'idée fondamentale consiste à pouvoir chiffrer ces externalités en termes monétaires, de façon à disposer de guides visant à internaliser ces externalités : les incorporer – partiellement ou totalement – dans les coûts associés aux activités qui les génèrent.

Prenons le transport par exemple. Si l'on ne peut nier l'importance fondamentale de moyens de transport adéquats pour le développement des sociétés et des économies, tant passées que modernes, on ne peut non plus négliger les préoccupations croissantes des populations en matière de congestion, de pollution atmosphérique associée ou d'accidents induits. Cette constatation plaide en faveur de la révision des politiques actuelles et passées en matière de transport, et en particulier, de l'instauration de mécanismes favorisant une concurrence plus équitable entre les différents modes de transport : rail / route, privés / publics.

Avant de nous focaliser sur une des externalités liées aux transports – la pollution de l'air, par ailleurs émise par des sources fixes – il est utile de garder à l'esprit qu'elle ne constitue qu'une faible partie des externalités. Ainsi, l'Union européenne dans le livre vert «Vers une tarification équitable et efficace dans les transports» (UE, 1995) évalue la congestion à environ 2% du PIB, les accidents à 1,5%, la pollution de l'air à 0,4 % (hors effet de serre) et le bruit à environ 0,2%. Des données plus récentes tendraient à ajouter les effets de coupure associés aux infrastructures routières à hauteur de 0,1 % environ (Héran, 2000) et une augmentation de la part de la pollution de l'air du fait de la prise en compte d'effets sanitaires de long terme (SOMMER et al. 1999 ou Infrac-IWW, 2000), soit environ 1,5%.

Le montant total est estimé à environ 250 milliards d'euros par an, dont 90% imputables aux seuls transports routiers. Diverses études de l'OCDE, confirment que les coûts externes des transports terrestres pourraient atteindre 5% du PIB. Il est intéressant de remarquer que le champ environnement-santé fait partie des priorités de recherche de l'Union européenne, et en particulier les effets des particules sur la santé et l'effet de serre. Preuve en sont les dotations récentes dont ce champ bénéficie dans le cadre du 6^{ième} PCRDT, que ce soit au titre de la sûreté alimentaire et des risques pour la santé (600 millions d'euros) ou du développement durable et changement planétaire (1,7 milliard d'euros). Notons que particules et gaz à effet de serre se trouvent liés dans le cas du transport, source commune d'émission, et demanderaient une analyse globale des externalités afin d'obtenir une internalisation correcte, point sur lequel nous reviendrons dans la partie 4.

Voyons plus en détail les deux approches d'évaluation monétaire conceptuellement opposées, évoquées précédemment dans le cadre de la pollution atmosphérique.

12 DEUX APPROCHES CONCEPTUELLEMENT DIFFERENTES

Nous reviendrons en détail sur les méthodes de valorisation monétaire dans la seconde partie, mais il est important de distinguer ici les différences fondamentales qui existent entre deux types d'approches que nous appelons l'évaluation directe et l'évaluation construite.

121 Evaluation directe

Elle consiste à observer (ou tenter de faire révéler) les valeurs économiques attribuées par les individus à une modification des niveaux de pollution. Cette approche repose sur la représentation que se font les individus de deux éléments fondamentaux de l'évaluation. En pratique, lorsque l'on souhaite obtenir une évaluation directe d'une variation du niveau de pollution par exemple, on ne demande pas aux personnes la valeur qu'elles accordent à ce changement reposant par exemple sur une variation objective de la concentration d'un indicateur, mais d'évaluer une réduction qui leur est présentée de manière globale (variation de x%, y jours de pollution en moins, respect d'une norme journalière,...). Les personnes interrogées sont en effet incapables de se représenter correctement ce que signifie une

variation objective de la pollution (une baisse de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 par exemple) et il semble alors judicieux de leur présenter le changement étudié de façon plus générale afin de le leur rendre plus familier, et donc et donc de faciliter une révélation réfléchie et réaliste du consentement à payer.

Dans une telle approche, les individus vont devoir estimer eux-mêmes l'impact sur leur bien-être de la modification du niveau de pollution, via les variables sanitaires et non sanitaires. Il est vraisemblable que les individus ne disposent pas des connaissances médicales, biologiques, techniques susceptibles d'identifier clairement et correctement tous les impacts³. En l'absence d'information objective, les individus vont donc valoriser globalement la représentation qu'ils se font de l'impact de la variation de niveau de pollution proposée.

122 Evaluation construite

À l'inverse de l'approche précédente, la méthode dite « impact pathway », ou cheminement d'impact, est la plus utilisée dans les études de valorisation, comme par exemple dans le cadre du programme ExternE de l'Union européenne.

La démarche la plus complète consiste généralement en quatre étapes principales.

La première consiste à quantifier les différentes sources d'émission exprimées en unités de mesure (kg, tonne) par unité de temps (jour, année).

La seconde utilise des modèles de dispersion qui permettent d'obtenir une concentration moyenne (exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ par exemple) sur les récepteurs cibles retenus dans l'analyse (population, bâtiments, cultures, faune, ...).

La troisième applique des fonctions Exposition/Réponse (E/R) pour évaluer l'impact d'un niveau d'exposition donné ou d'une variation du niveau d'exposition sur les récepteurs. Il peut s'agir d'un nombre de cas sanitaires, de rendements à l'hectare ou d'une mesure de la dégradation d'une surface.

Enfin, la dernière étape consiste à appliquer une valorisation économique par cas, qu'elle soit purement marchande (issue de marchés) ou non-marchande (issue de consentements à payer individuels). Il convient d'insister ici sur le fait que la valorisation peut se fonder sur des données subjectives individuelles, mais que le cheminement en amont se fait sur la base de données scientifiques issues des différentes disciplines.

Notons qu'une version légèrement simplifiée consiste à partir de la seconde étape pour évaluer les effets associés à la modification d'une concentration, sans la relier spécifiquement à une modification des émissions d'une source particulière.

Ayant introduit ces deux types d'approche, il nous semble intéressant d'étudier l'écart entre **une perception subjective**, reposant sur une perception individuelle non seulement des niveaux de pollution, mais de leurs effets potentiels, et une **perception objective** de la pollution, reposant sur une approche scientifique.

³ D'une certaine façon, c'est un peu comme si on avait demandé aux fumeurs d'estimer les dangers du tabagisme dans les années 50.

13 LES INDICATEURS OU SIGNES SUBJECTIFS DE LA POLLUTION DE L'AIR ⁴

Le sociologue ou l'anthropologue qui s'intéresse aux représentations que les "gens ordinaires" ont de la pollution de l'air rencontre une difficulté méthodologique majeure. Qui décrète ou qui affirme que l'air est pollué? Ce sont des experts, des scientifiques qui possèdent des connaissances physico-chimiques et qui utilisent des instruments de mesure de la qualité de l'air. En fonction des résultats de leurs mesures et de l'avancée de leurs découvertes scientifiques, ils vont dire qu'à tel moment et à tel endroit, l'air était pollué par tels et tels éléments. Ils donnent donc une définition scientifique de la pollution atmosphérique. Les entretiens effectués dans le cadre du programme PRIMEQUAL/PREDIT⁵ montrent que les individus possèdent une toute autre appréciation de la pollution de l'air. Ils ne disposent pas de capteurs techniques, mais ont par contre leurs propres capteurs sensoriels au travers desquels ils jaugent et estiment si l'air est pollué ou ne l'est pas. C'est précisément ce sens commun sur la pollution de l'air qui nous intéresse et qui diffère notablement du savoir scientifique.

Les personnes que nous avons interrogées perçoivent la pollution atmosphérique principalement par l'odorat et la vue. Deux expressions caractérisent bien leur perception : "c'est sale" et "ça sent mauvais". Pour la quasi totalité des personnes interrogées, l'air est pollué lorsqu'ils voient une bande brumeuse un peu grise, marron, orangé ou jaunâtre. Pour certains, notamment ceux qui sont asthmatiques, allergiques, ou plus sensibles, la perception de la pollution passe également par des symptômes physiques désagréables : la gorge qui gratte, des difficultés à respirer, les yeux qui pleurent, le nez qui coule, etc.

Dans l'extrait d'entretien suivant, deux jeunes femmes habitant Marseille évoque ce qui leur fait parfois dire ou penser que l'air est pollué. Jeunes étudiantes, âgées de 19 et 20 ans, elles sont toutes deux asthmatiques et allergiques.

**Extrait d'un entretien avec deux étudiantes
Marseille, juillet 2000⁶**

k : si de mon balcon je ne vois plus la mer c'est que ça ne va pas. Quand y'a le soleil, quand il fait beau et que je vois pas la mer de chez moi c'est qu'il y a un problème, c'est que ça va pas

c : moi c'est ma gorge quand je me lève le matin, pas toi ?

k : non ça me le fait pas à moi

c : quand tu te lèves le matin tu as de l'asthme tu te dis pas ouais c'est la pollution

k : ah si non mais moi je me dis pas c'est la pollution !! Moi je me dis y'a trop de poussière faut que je passe l'aspirateur ça n'a rien à, moi je fais aucun rapport avec la pollution de l'air. Quand je vois pas la mer ça fait des brouillards comme si y'avait un brouillard alors que il fait beau y'a rien de spécial y'a pas de nuages

c : moi quand je passe dans la rue quand ça sent mauvais ça arrive souvent à Marseille les pots d'échappement et le soleil en été à la plage

e : le soleil en été à la plage

c : oui

e : c'est à dire ?

⁴ Cette section est extraite de la partie « Pollution de l'air et transport Un état de l'art en sociologie et anthropologie », rédigée par Elsa Faugère, et qui se trouve dans le second tome du rapport.

⁵ « Approche économique et socio-anthropologique de la pollution atmosphérique : application au département des Bouches-du-Rhône », convention Primequal n° 36/98.

⁶ Tous les extraits d'entretien de ce rapport ont été faits dans le cadre du programme de recherche PRIMEQUAL mentionné précédemment. e = enquêteur.

c : ben je sais pas je sais pas il est bizarre le soleil déjà cette année par rapport aux autres années. Le temps qui change aussi par exemple là le mois de juillet il a pas fait beau tout ça moi je dis c'est l'effet de serre
e : et le soleil quand tu dis il est bizarre il est comment ?
c : bé je sais pas quand je bronze il brûle ou quoi il est fort en ce moment
k : t'es la seule personne qui m'a dit jusqu'à maintenant qu'elle sentait la pollution par le soleil parce qu'il tapait et qu'il brûlait plus fort et que c'était dû à la pollution. Il en faut qu'une pour dire ça, c'est toi !
e : et le brouillard que tu vois il est comment ?
k : comme si tu avais du brouillard pour de bon mais sauf que c'est comme une brume qui nous cache la mer je vois pas bien la mer de là haut c'est vrai ! je te montrerai un jour je te promets quand y'a beaucoup de pollution tu le vois après quand t'as le vent le mistral et tout c'est tout clair, normal ça se dégage non ?

Pour la majorité des personnes interrogées, un air pollué est perceptible par leurs sens (vue, odorat, respiration, etc.). Seules les personnes qui ont quelques connaissances scientifiques de la pollution atmosphérique tiennent un autre discours. Pour elles, la pollution n'est pas forcément perceptible par les sens dont il faut même se méfier.

**Extrait d'un entretien avec un météorologue, âgé de 40 ans
Marseille, juillet 2000**

t : Des fois ça sent très mauvais mais c'est pas du tout dangereux et des fois c'est très dangereux et ça sent rien du tout. Par exemple un endroit où ça sent très mauvais c'est l'usine de cellulose là vers Arles et c'est pas du tout dangereux. Pourtant dès qu'on sent une odeur très forte là comme ça très agressive on a l'impression que ça fait pas du bien à la santé hein non non non. C'est un piège, la pollution radioactive est invisible incolore inodore sans saveur et elle est cancérigène. C'est absolument évident ! Donc c'est pour ça que moi j'ai un compteur Geiger maintenant y'a quelques fois des moments où autour de l'étang de Berre on a l'impression qu'il y a de la pollution parce que y'a de la crasse c'est gris et tout et puis ça peut ne pas être de la pollution ça peut être seulement des nuages. Parce que y'a des nuages qui sont sombres et qui portent pas de pollution. Donc en fait c'est compliqué. Là encore on est dans la complexité. Y'a des faux-semblant, faut faire attention faut faire attention.

C'est pour ça que c'est bien d'avoir des instruments et des mesures. Y'a les mesures qui sont faites à Marseille. Y'a donc un réseau à Marseille qui mesure la pollution mais de pas assez de paramètres mais de quelques paramètres. E y'a effectivement certains jours on observe ça, il faut voir si ça se corrobore sinon ça peut être de la brume ça peut être je sais pas mais ça l'est peut-être. Moi je sais pas je crois qu'il faut voir les données quoi. Ce que je sais c'est que des fois je vois des choses qui me font penser à de la pollution et après le soir à la télé on me dit que l'indice pollution était bon. Voilà je sais ça. Après y'a des phénomènes météorologiques comme la brume le brouillard qui n'ont rien à voir avec la pollution hein qui ont à voir avec la situation, brouillard de rayonnement enfin y'a toutes sortes de brouillards qui sont liés à des conditions météorologiques particulières

e : quand vous dites parfois vous voyez des choses qui vous font penser à la pollution, c'est quoi qui vous fait penser que là précisément ça doit être pollué

t : ça peut être une fumée qui s'étale c'est de la fumée des usines du pôle chimique ou sidérurgique de l'étang de Berre ça s'étale ça fait un nuage gris c'est de la fumée ça peut être de la brume ça peut être je sais pas ça peut être plein de choses. Je sais pas. Mais faut faire attention. Je crois je crois qu'il faut relire Platon et savoir qu'avec nos sens on n'appréhende pas toujours avec précision la réalité de la science et ça demande quand

même, la pollution une expertise et aujourd'hui je crois que ce truc de pollution c'est un peu à la mode mais quand même il faut savoir aussi ce qui existe au niveau au niveau appréhension scientifique du phénomène. Je crois que c'est important de regarder tout ça avec les yeux de la raison comme on va appréhender la météo avec les yeux de la raison et ne plus se fier aux proverbes plus ou moins justes plus ou moins pertinents que disaient les paysans en français ou en occitan y'a deux cent ans...

Il convient donc de distinguer deux définitions de la pollution de l'air :

- une définition savante. Pour les scientifiques, l'air est pollué s'il est nocif pour la santé humaine, pour l'environnement naturel, les bâtiments ou les cultures. Un air pollué dégrade quelque chose.
- une définition populaire. Pour le sens commun, l'air est pollué si, d'une manière ou d'une autre, il gêne les sens (la vue, l'odorat, la respiration...). La pollution de l'air et, plus globalement, la pollution, est une gêne sensorielle avant tout.

Les discours des scientifiques sur la pollution de l'air et ceux de «l'homme de la rue» ne coïncident pas nécessairement. Pour ces derniers, la pollution de l'air se vit, parfois, au quotidien, au travers d'expériences sensibles. Ils appellent pollution de l'air ce qui les gêne.

L'INED (Institut National des Etudes Démographiques) a mené dans les années 1990 une vaste enquête sur les représentations de l'environnement auprès d'un échantillon représentatif de la population française. Il est alors apparu que les personnes interrogées avaient conscience des dégradations de l'environnement et que c'était, pour elles, une source d'inquiétude réelle. Il convient cependant de garder à l'esprit les critiques émises par P. Champagne à propos de ce type d'enquête qui, prétendant découvrir les opinions des gens, bien souvent les fabrique par la construction du questionnaire.

Les principaux résultats sont les suivants : "97,9% des personnes interrogées pensent notamment que les pollutions de l'air (gaz ou poussières) peuvent provoquer des dégradations de la santé tout à fait graves ou graves. La forte inquiétude dont témoigne ce chiffre fléchit légèrement chez les gens dont les revenus mensuels déclarés sont inférieurs à 4000 FF ou supérieurs à 20000 FF. Ceux qui votent écologistes sont légèrement plus nombreux à dire oui que les autres. Cette inquiétude devant les nuisances de la pollution de l'air repose au moins partiellement sur une expérience vécue : 17,5% affirment avoir souffert de troubles dus aux pollutions de l'air. Ces chiffres semblent mettre en évidence l'acuité du problème de la qualité de l'air, en ville et ailleurs, et la sensibilité de la population à son sujet.

Les revenus ne discriminent pas clairement les réponses. Les diplômés introduisent des écarts plus sensibles : seulement 14% des non diplômés affirment avoir souffert dans leur métier de troubles dus aux pollutions atmosphériques et 20% des sondés ayant un diplôme de l'enseignement supérieur sont dans ce cas. Ce résultat surprenant amène à s'interroger sur le décalage entre l'exposition effective aux risques et leur perception. Les individus les plus sensibles sont apparemment les plus favorisés socialement, sans doute aussi les mieux informés des dangers encourus" (Barron-Yellès et Brun 1998).

L'enquête «Conditions de vie et aspiration des Français» menée par le CREDOC et l'ADEME, confirme ces résultats, puisque 94,5 % des 2002 personnes interrogées pensent que la pollution peut avoir un effet sur la santé, et qu'une sur deux déclare avoir eu une

expérience (personnellement, ou chez un proche) d'un trouble associé à la pollution atmosphérique.

Le problème qui se pose est que, bien que la quasi-totalité des individus interrogés ait conscience que l'exposition à la pollution atmosphérique peut induire une dégradation de l'état de santé, ils s'avèrent la plupart du temps incapables de quantifier ces effets. Dès lors, la valorisation monétaire qui peut résulter d'une telle approche va très probablement différer fortement de celle à laquelle conduit une approche scientifique « d'experts » fondée sur les effets objectifs de la pollution atmosphérique.

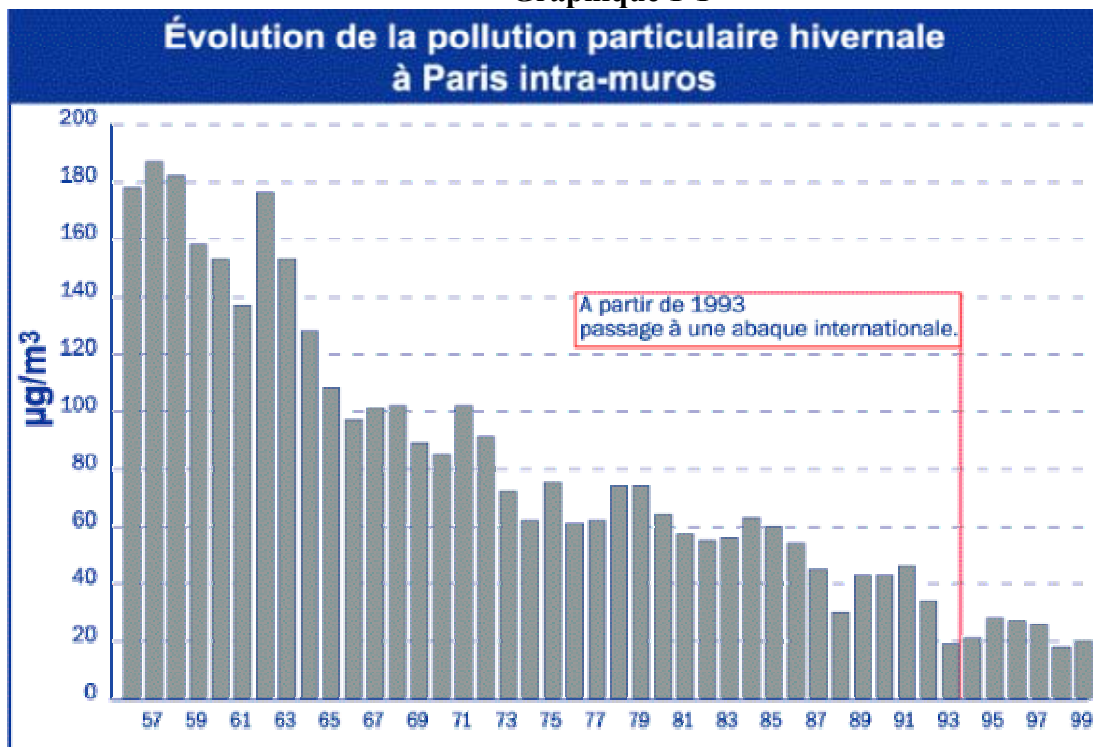
14 LES DONNEES OBJECTIVES ASSOCIEES A LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE ET SES EFFETS.

141 Evolution récente de la pollution atmosphérique urbaine française

Les réglementations européennes en ce qui concerne les teneurs en plomb et soufre dans l'essence et le gazole ont largement contribué à la diminution des concentrations correspondantes.

Les réseaux de mesure des **particules** sont passés de l'indicateur "fumées noires" (FN) à la mesure des particules fines (PM10 et PM2.5, particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10 et 2,5 micromètres). La pollution particulaire a été divisée par 6 environ en quarante ans, comme le montre le graphique 1-1. Toutefois, la taille et la composition chimique des particules ont changé, si bien qu'il est plus qu'improbable que les effets sanitaires associés puissent être comparés stricto sensu dans le temps. Il convient d'attendre que l'épidémiologie se prononce sur la nocivité des particules fines et ultrafines résultant des diverses sources de combustion actuelles (moteurs, industries, chauffage urbain,...)

Graphique 1-1



Source : LHVP

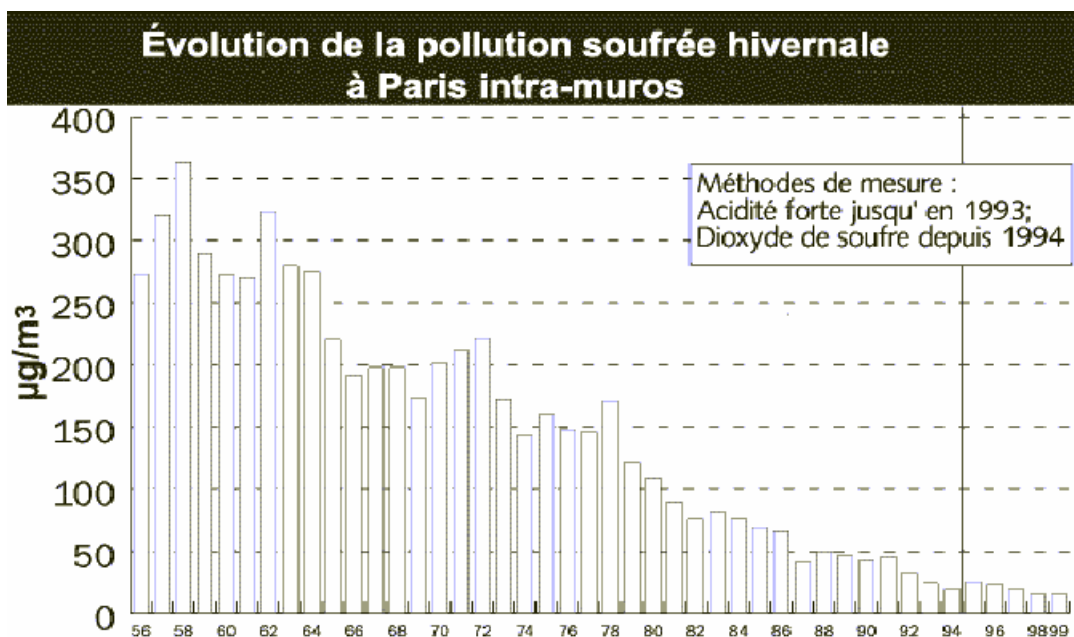
Les concentrations de dioxyde de soufre (SO₂) ont été divisées par 10 en quarante ans, et continuent de baisser d'environ 10 % par an depuis cinq ans (voir graphique 1-2). Ce phénomène est dû à une réglementation stricte sur la qualité des carburants et sur les seuils d'émission. Les agglomérations les plus fortement industrialisées (Le Havre, Fos-Berre, Rouen...) restent toutefois soumises à des niveaux élevés.

Les concentrations de dioxyde d'azote baissent légèrement dans la plupart des agglomérations au cours des dix dernières années. Le principal émetteur étant le transport routier, il n'est pas surprenant que les niveaux soient régulièrement au dessus des valeurs limites européennes (200 µg/m³ en moyenne horaire à ne pas dépasser plus de 2% de l'année) pour les stations de mesure sises proches du trafic automobile.

L'ozone, polluant secondaire, dépend fortement des conditions météorologiques estivales (températures, vent et ensoleillement), et les concentrations annuelles fluctuent donc assez largement. Toutefois, aucune décroissance nette ne semble s'amorcer depuis que les réseaux de mesure existent.

La concentration ambiante de plomb a encore chuté, suite à la suppression totale de l'utilisation de plomb dans les essences depuis le 01/01/00. En 15 ans, la moyenne annuelle des concentrations de plomb est passé de 1 µg/m³ d'air à environ 0,05 µg/m³, soit une division par vingt environ. Le plomb atmosphérique ne reste un problème sanitaire qu'aux abords des fonderies, des usines de batterie automobile et de tout autre émetteur industriel.

Graphique 1-2



Source : LHVP

Les principaux effets associés à la pollution atmosphérique concernent les effets sanitaires, qui représentent généralement la très grande majorité des effets, et les effets sur les bâtiments, les cultures et la visibilité moins fréquemment quantifiés.

142 Différents effets attribués à différents indicateurs de pollution

Le tableau 1-1 présente les sources principales de quelques indicateurs de pollution, et leurs effets associés.

Tableau 1-1 Sources principales et effets des principaux indicateurs de pollution.

	Principales sources d'après Citepa, 1999a <i>Données Citepa 1999b en italiques</i>	Effets principaux
Particules	En dehors des sources naturelles : 15 % combustion (résidentiel & tertiaire) 43 % dans l'industrie, 42% transports (<i>39%</i>)	Mortalité aiguë et chronique Morbidité aiguë et chronique Dégradation des bâtiments Visibilité
SO2	71% combustion dans l'industrie, 14% transports (<i>13,5%</i>) 13% résidentiel & tertiaire 2% autres	Mortalité aiguë Morbidité aiguë Culture (effets positifs à faible concentration) Visibilité
NO2	Oxydes d'azote: 18% combustion dans l'industrie 75% transports (<i>62.7% pour Nox</i>) 6% résidentiel & tertiaire 1% autres	Mortalité aiguë Morbidité aiguë Culture (effets positifs)
O3	Polluant secondaire.	Morbidité, cultures
CO2, CH4, N2O	33% combustion dans l'industrie 31% résidentiel et tertiaire 36% transports (<i>23% , et 28,4% pour CO2</i>)	Effets globaux : Climat, santé
CO	<i>59,4% pour les transports</i>	Mortalité Morbidité
Plomb	Essentiellement automobiles, en forte diminution	Mortalité Morbidité

143 Effets sanitaires ⁷

Entre 1995 et 2000, 154 références bibliographiques ont été répertoriées sur Medline, à partir des mots-clefs «air pollution», «adverse effects», «human», «epidemiological studies», en excluant «radioactive», «indoor», «smoke» et «occupational».

Ces études ont été réalisées sur les cinq continents, et portent pour la plupart sur les effets à court terme de la Pollution Atmosphérique (PA). Sur le court terme, nous constatons que les études temporelles continuent d'être les plus nombreuses, mais le nombre d'études de panel augmente. À long terme, les études transversales et de cohorte sont les plus utilisées.

1431 Cadre général

Les indicateurs de pollution les plus couramment pris en compte sont ceux mesurés en routine par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air (indicateurs particuliers, SO2, NO2, O3).

⁷ Cette section résume les principaux résultats, détaillés dans la contribution de Sylvia Médina « Etat de l'art des connaissances épidémiologiques sur les liens entre pollution atmosphérique et santé », qui se trouve dans le second tome du rapport.

Le CO et les PM_{2,5} sont de plus en plus souvent étudiés, les méthodes de mesure sont mieux rapportées, mais le nombre de stations de mesure demeure très variable d'une étude à l'autre.

Evaluation de l'état de santé

La mortalité, toutes causes ou spécifique (respiratoire et cardio-vasculaire), est l'indicateur sanitaire le plus étudié.

En termes de morbidité, les hospitalisations pour causes respiratoires et, de plus en plus, pour causes cardio-vasculaires constituent l'indicateur le plus fréquemment utilisé. L'étude des consultations aux urgences et en médecine ambulatoire fait son apparition.

L'analyse par groupe d'âge concerne surtout les personnes âgées. Les enfants sont également étudiés, mais la mortalité et la morbidité périnatale prennent une plus grande importance que par le passé.

Méthodes d'analyse statistique

Dans les études temporelles, la méthode d'analyse statistique la plus employée demeure la régression de Poisson, et l'utilisation des modèles additifs généralisés se répand. D'autres méthodes d'analyse font leur apparition, dont les études cas-témoins croisées bi-directionnelles où la probabilité de décès un jour donné est comparée à la probabilité de décès deux autres jours, avant et après, dans un laps de temps court. De ce fait, il ne faut contrôler que l'effet de la météorologie ; il n'est plus nécessaire de contrôler les effets à moyen et à long termes, notamment l'effet saison. D'autres approfondissements méthodologiques sont également effectués ; en particulier, des alternatives aux méthodes utilisées dans les méta-analyses ou analyses combinées réalisées dans le cadre d'APHEA sont proposées par le programme NMMAPS et font appel à des méthodes bayésiennes. Enfin, pour étudier l'effet «harvesting» décrit dans la discussion des incertitudes (voir partie 4), de nouvelles approches se développent également.

1432 Résultats

Effets à court terme

Les études réalisées confirment une augmentation du risque de **mortalité** compris entre 0,5 et 1,5% en relation avec un accroissement de 10 µg/m³ des niveaux de PM₁₀, sans que les différences socio-économiques entre villes ou le changement de saison ne modifient de façon substantielle ces relations. Les effets à court terme de la PA sur la mortalité respiratoire sont plus importants que sur la mortalité cardio-vasculaire. Aux Etats-Unis, ces effets sont estimés à 25% pour une augmentation des niveaux de particules PM_{2.5} de 50 µg/m³, et à 11% pour la mortalité cardio-vasculaire. En Europe, ces chiffres sont respectivement de l'ordre de 4 et 2% pour l'indicateur Fumées Noires.

Il y a une augmentation du nombre **d'hospitalisations** pour causes respiratoires aussi bien que cardio-vasculaires attribuées à la PA. Une augmentation des hospitalisations pour causes respiratoires comprise entre 0,8 et 3,4% est signalée aux Etats-Unis en relation avec un accroissement de 10 µg/m³ des niveaux de PM₁₀ ; en Europe, cette augmentation est de l'ordre de 3%. Pour ce même accroissement, sur 14 villes américaines, l'augmentation du nombre d'hospitalisations pour causes cardio-vasculaires est de 1,2%. Pour le CO, un accroissement de 1,3 à 2,5 mg/m³ est associé à une augmentation des hospitalisations pour causes cardio-vasculaires de 4%. Pour une augmentation de 1,2 à 3,5 mg/m³, l'augmentation des hospitalisations pour insuffisance cardiaque chez les personnes âgées est estimée à 6,5%.

En général, les risques sont plus élevés dans des sous-groupes de population, en particulier chez les personnes âgées et les enfants, ainsi qu'en présence d'un état morbide sous-jacent.

Les **consultations aux urgences et en médecine ambulatoire** portent essentiellement sur les affections respiratoires. Les risques signalés varient entre 3 et 43% selon l'indicateur de pollution et les niveaux de pollution considérés.

Les études de panels sont conduites le plus souvent chez des asthmatiques ou des patients présentant des symptômes ou autres affections chroniques. Pour une augmentation de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2,5}$, le pourcentage d'augmentation du risque est de l'ordre de 3% pour les crises d'asthme ; il est de l'ordre de 1,5% pour la toux, et inférieur à 1% pour le volume expiratoire maximal par seconde (VEMS) et le débit expiratoire de pointe (DEP). Des études chez des sujets non asthmatiques confirment les effets respiratoires des expositions à court terme, mais la sensibilité de ces sujets est inférieure à celle des patients symptomatiques.

Effets à long terme

Les deux études américaines validées récemment par le Health Effects Institute (HEI) indiquent des risques de **mortalité** toutes causes compris entre 17 et 26% pour un différentiel de $\text{PM}_{2,5}$ entre villes plus et moins polluées de $18,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans la première étude et de $24,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans la deuxième. Contrairement au court terme, les risques plus importants observés pour la mortalité cardio-respiratoire sont surtout dus à la mortalité cardio-vasculaire.

Aux Pays-Bas, dans la première étude de cohorte sur la mortalité à long terme réalisée en Europe, le risque de décéder pour une cause cardio-respiratoire est plus élevé que pour la mortalité toutes causes. Les risques relatifs liés au fait d'habiter près d'une grande voie de circulation sont respectivement pour ces deux catégories de 9,5% et de 4,1%.

Dans les études de cohorte, le risque de **mortalité infantile** augmente d'environ 1% lorsqu'on compare les zones de forte et de faible pollution ; chez les enfants avec un poids normal à la naissance, le risque de mortalité pour causes respiratoires est de 4% et celui de mort subite du nourrisson de 2,6%. En Europe, une étude cas-témoins en République Tchèque montre pour une augmentation de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des particules, de SO_2 et de NO_x , une augmentation du risque de mortalité respiratoire post-néonatale de 9,5, de 7,4, et de 6,6%, respectivement, pour les différents indicateurs de pollution.

Les effets à long terme de la **morbidity** chez les adultes montrent une association entre PA et maladies, symptômes et fonction respiratoires. Pour un différentiel de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2,5}$ entre zones plus et moins polluées, une faible diminution de la fonction pulmonaire est observée chez les adultes, variant entre 1,5 et 3,5%. En Suisse, pour une différence de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} entre les zones plus et moins polluées, une augmentation de 41% de la fréquence de dyspnée chez les adultes, et de 31% (10-55%) de celle de la bronchite chronique, est signalée. Le VEMS et la CVF (capacité vitale forcée) diminuent dans les régions plus polluées de 1,1% et 3,1% respectivement.

Toujours chez les adultes, l'incidence de **l'asthme** chez l'homme et l'incidence de cancer du poumon en zones urbaines augmentent en relation avec une exposition à long terme à la PA. Une sensibilisation aux pollens chez les personnes habitant au moins 10 ans près d'une voie de circulation est également indiquée.

Concernant les enfants, une relation entre la PA et la fréquence de **symptômes respiratoires** est trouvée en Suisse lorsqu'on compare 10 zones différentes. Le risque le plus important est observé en relation avec les PM10. De même, d'après les études réalisées dans le Sud de la Californie et au Mexique, le développement des poumons des enfants vivant dans les zones les plus polluées est inférieur à celui des enfants vivant dans des zones moins polluées.

Enfin, au cours de ces 5 dernières années, une série de cohortes sur les enfants aborde la question de la **prématurité**, du faible poids à la naissance ou de la croissance fœtale en relation avec la PA, notamment en Asie et en Europe de l'Est. Les expositions aux différents indicateurs de pollution au cours de la grossesse (premier ou dernier trimestre) entraînent des augmentations du risque de faible poids à la naissance entre 4 et 10%.

Tableau 1-2 Synthèse issue de l'analyse des 154 références parues entre 1995 et 2000

Indicateur sanitaire	Lieu	Variation de l'indicateur	Indicateur de pollution
Effets de court terme			
Mortalité toutes causes	Tous continents	0,5-1,5%	Δ 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10
Respiratoire	USA	25%	Δ 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5
Respiratoire	Europe de l'Ouest	4%, 5%, 2%	Δ 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ FN, SO2, O3
Cardio-vasculaire	USA	11%	Δ 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5
Cardio-vasculaire	Europe de l'Ouest	2%, 4%, 2%	Δ 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ FN, SO2, O3
Hospi. Respiratoires	USA	0,8-3,4%	Δ 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10
Respiratoires	Europe	3%	Δ 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10
Cardio-vasculaires	USA	1,2%	Δ 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10
Cardio-vasculaires	Los Angeles	4%	Δ de 1,3 à 2,5 mg/ m ³ CO
Pour insuffisance Cardiaque	Am. Du Nord	6,5% chez personnes âgées	Δ de 1,2 à 3,5 mg/ m ³ CO
Urgences et consultations de motif respiratoire	Ts pays	3% - 43%	Selon indicateur et niveau
Asthme, toux et VEMS		3%, 1,5% et 1%	Δ 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5
Effets de long terme			
Mortalité toutes causes	USA	4%	Δ 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5
Mortalité (cardio-respiratoire / toutes causes)	Pays-Bas	9,5% / 4,1%	Habiter proche d'une grande voie de circulation
Mortalité infantile toutes causes, respiratoire et mort subite	USA	1%, 4% et 2,6%	Zone de forte/zone de faible pollution
Mortalité respiratoire post-néonatale	Tchéquie	9,5%, 7,4%, 6,6%	Δ de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ particules, SO2, Nox
Dégradation de la fonction pulmonaire	Plusieurs études	1,5% - 3,5%	Δ de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5
Dyspnée et Bronchite chronique	Suisse	41% et 31 %	Δ de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10
Faible poids à la naissance	Asie, Europe de l'Est	4% - 10%	Exposition en cours de grossesse

1433 Effets sur les bâtiments.

La pollution atmosphérique induit des dommages sur les bâtiments (à caractère historique ou non), du fait de leur durée de vie élevée (de plusieurs dizaines à plusieurs centaines d'années). La dégradation associée à la pollution atmosphérique est très complexe à modéliser, du fait

que de nombreux facteurs extérieurs interviennent (ensoleillement, fréquence des pluies, direction et force du vent, variations de température, proximité de la mer,...). Les principaux effets sont associés à deux types d'indicateurs de pollution. La détérioration par corrosion, est associée principalement au SO₂ (et plus généralement, à la pollution acide) et les salissures sont associées aux particules.

Les dommages peuvent être classés en trois catégories : une augmentation de la fréquence de ravèlement afin de restaurer les conditions initiales du bâtiment, des dépenses de protection en terme d'utilisation de substances protégeant les bâtiments (enduits ou peintures protectrices), et les aspects non monétaires associés à la dégradation (aspects psychologiques et visuels). Alors que les deux premières reposent sur des coûts marchands quantifiables, le troisième fait appel à des méthodes d'évaluation non marchandes.

1434 Effets sur les cultures

Les effets de la pollution atmosphérique sur les cultures n'ont été que très rarement évalués, et les effets sont assez variables selon les polluants. Ainsi, les effets sont positifs en terme de rendement à l'hectare en ce qui concerne les NO_x, ils sont négatifs mais non linéaires en ce qui concerne une exposition à l'ozone (seuil de toxicité théorique établi à 65 µg/m³/jour) et la sensibilité est très variable selon les espèces végétales, et ils sont globalement négatifs pour ce qui concerne l'exposition au SO₂, sauf à des concentrations faibles. D'un point de vue économique, ce type d'effet s'avère le plus facile à prendre en compte dans la mesure où il existe des prix de marché pour chaque produit agricole.

1435 Effets sensoriels : odeurs, visibilité

Il s'agit d'effets dont les mesures ne sont généralement pas objectivées, bien qu'il soit possible de disposer d'un indicateur de visibilité par exemple. Ces effets sont généralement pris en compte par une évaluation non marchande, reposant sur les consentements à payer des individus.

15 QUELLE UTILISATION DE L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE ?

151 Approche générale

Si le décideur public cherche à mener une politique «d'internalisation des externalités» dans un souci d'efficacité économique, il désire transmettre aux agents pollueurs un signal tarifaire correspondant à leurs émissions polluantes (et accessoirement seulement, accroître ses recettes...). Ce signal sera internalisé dans les coûts de production, donc les prix de vente des outputs, et si le marché présente les qualités usuelles de libre concurrence, on devrait alors observer une réduction des émissions jusqu'à ce que le coût marginal d'une réduction supplémentaire égale le bénéfice marginal attendu.

Il est alors évident que l'évaluation économique sous-jacente devrait se fonder sur une approche construite de type impact pathway. C'est en effet celle qui permet une comptabilisation objective des effets, leur traduction en termes économiques, et autorise un degré de finesse dans la discrimination permettant d'aboutir, dans le cas des transports par exemple, à un coût marginal fonction du type de véhicule et du lieu d'émission. Un exemple est donné par la Suède où l'introduction en 1991 d'un avantage fiscal de 0,06 euro par litre en faveur d'un diesel très peu soufré (0,001% contre 0,2%) a suffi à évincer totalement le diesel

plus soufré. De même, une taxation différentielle de 0,006 euro par litre d'essence a suffi à remplacer l'essence sans plomb usuelle par une formulation moins nocive pour la santé (UE, 1995)

Dans le cas d'émissions résultant de sources fixes, on peut de manière presque similaire obtenir un coût pas tonne émise, sur lequel peuvent se fonder des taxes. Là encore, deux exemples sont donnés par la taxe sur le soufre de 8 Euro/kg en Suède et la Taxe Parafiscale sur la Pollution de l'Air (TPPA), de 27,5 Euros/tonne en France (Bureau et Hourcade, 1998).

Toutefois, il convient de noter que dans la majorité des cas, le processus de fixation des montants des taxes résulte plus de la négociation avec les parties concernées, du concept d'économiquement acceptable et de la prise en compte des intérêts nationaux en termes de compétitivité que de l'application directe des résultats obtenus par l'évaluation économique sous-jacente.

152 Positionnement dans le cadre de la modification d'un PDU

Si l'on s'intéresse en particulier à l'intérêt que peuvent présenter les évaluations monétaires dans l'analyse d'une modification d'un plan de circulation suite à un PDU, on se heurte à une difficulté essentielle qui réside dans le degré de finesse de l'analyse requise.

En effet, s'il s'agit d'une **réduction** globale de la circulation automobile individuelle au profit d'un autre mode de transport, il est possible d'utiliser deux approches. Soit on ne dispose pas des moyens techniques ou des connaissances nécessaires pour évaluer comment la modification des émissions va se traduire en termes de concentration, et on calcule un coût en référence aux émissions. Soit on dispose de cette information et l'on peut raisonner sur un coût en référence aux concentrations, tels qu'il est calculé usuellement.

Par contre, s'il s'agit du **déplacement** de flux de circulation, les effets en termes sanitaires et de dégradation des bâtiments vont nécessiter une analyse extrêmement fine, prenant principalement en compte la densité, l'âge des populations affectées, et les surfaces des bâtiments qui vont être touchées par cette modification. Et sur ce point, l'état de l'art que nous avons effectué ne paraît pas offrir les moyens et les outils requis par une telle entreprise. Tout au plus devra-t-on se reposer sur des modèles théoriques successifs (émissions, dispersion, modification des flux, exposition de la population) dont la crédibilité globale sera mesurée par la faible sensibilité des résultats à des changements dans les hypothèses sous-jacentes

153 Acceptabilité des mesures⁸ :

Quelle peut-être l'acceptabilité par la population de la mise en place de mesures réglementaires, de taxes ou de modification de l'offre de transport qui, de toutes façons, se retrouveront dans le prix de vente et seront donc supportées, in fine, par le consommateur ?

Selon P. Collomb (1998), les Français sont très partagés sur la compatibilité entre le progrès scientifique ou technique et l'environnement. D'un côté ils sont très attentifs aux risques de dégradation de leur bien-être sous l'effet de nuisances qui affectent l'environnement de leur vie courante et de leur activité professionnelle. Mais de l'autre, ils manifestent des réserves devant l'éventualité de devoir modifier leurs comportements ou de restreindre leur niveau de consommation et, en dernier ressort, de devoir limiter le progrès en le sacrifiant à la

⁸ Voir également la quatrième partie du second tome, consacrée aux aspects socio-anthropologiques.

protection de l'environnement (N. Baron-Yellès et J. Brun 1998). S'ils sont d'accord pour préserver l'environnement, ce n'est cependant pas à n'importe quel prix. Par exemple, si la population est très sensibilisée et consciente de la pollution atmosphérique et autres nuisances occasionnées par l'usage de la voiture en ville, ils ne sont cependant pas prêts à renoncer à son utilisation, comme tend à le montrer l'échec des politiques de report modal. Selon plusieurs auteurs (P. Collomb 1998, B. Maresca 1993, A. Dufour et J-P. Loisel 1996, A. Dufour 1995), la population ne vit pas les questions d'environnement comme elle vit les problèmes économiques, de revenu et d'emploi. S'ils devaient arbitrer entre protection de l'environnement et préservation des emplois, ces auteurs nous disent que les Français choisiraient, sans hésiter, l'emploi.

D'une certaine manière, pour nombre d'individus, la pollution de l'air est en quelque sorte l'un des prix à payer au progrès technique et au développement économique. L'ensemble de la population est favorable à la recherche scientifique et lui accorde sa confiance (N. Baron-Yellès et J. Brun 1998). Les chômeurs et les jeunes sont les plus sceptiques face à la capacité du progrès technique à rétablir l'environnement, alors que les plus âgés sont les plus confiants. Ainsi, dans une certaine mesure, le risque de pollution de l'air qui est lié à l'utilisation de certaines technologies, est accepté par la population.

On voit donc que le développement des éco-taxes, c'est à dire d'une fiscalité incitative visant à rétablir l'efficacité, demandera au préalable un important travail pédagogique. Les citoyens ont déjà le sentiment général que la pression fiscale est déjà trop importante et considèrent d'un mauvais œil l'introduction de nouvelles taxes, malheureusement parfois à juste titre. Ils refusent l'introduction de nouvelles taxes sur les carburants alors que déjà la TIPP est très élevée et n'a jamais été justifiée en tant qu'éco-taxe. Il est donc d'une certaine façon compréhensible qu'ils expriment une méfiance qui se traduit notamment dans le fait qu'ils souhaitent que les recettes d'une taxe écologique soient affectées à la réparation des dégâts. On est loin d'une logique incitative. Or c'est pourtant celle-ci qui a le plus de sens pour la pollution de l'air et pour les autres externalités des transports : une fois commis, les dégâts ne sont guère réparables, il faut donc les prévenir.

16 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Barron-Yellès, N., et Brun, J., 1998, L'univers des opinions sur l'environnement, in *Les Français et l'environnement*, P. Collomb et F. Guérin-Pace, Travaux et Documents n°141, INED, PUF Diffusion, Paris.
- Bureau D. et JC Hourcade, 1998, Les dividendes économiques d'une réforme fiscale écologique, Rapport du Conseil d'Analyse Economique, Fiscalité de l'environnement, La Documentation Française, Paris.
- CITEPA, 1999a Données d'émissions nationales de l'année 1996
- CITEPA, 1999b, Secten, Données d'émissions nationales de l'année 1995
- Collomb, P., 1998, Introduction : présentation de l'enquête "Population-Espaces de Vie-Environnement", in *Les Français et l'environnement*, P. Collomb et F. Guérin-Pace, Travaux et Documents n°141, INED, PUF Diffusion, Paris.
- CREDOC-ADEME, 1997, Enquête conditions de vie et aspirations des Français, juin
- Dufour, A., 1995, Opinion des Français sur l'environnement et appréciations sur l'eau de robinet, Collection Etudes et Travaux n°6, Collection des Rapports n°162, CREDOC, Paris.

- Dufour, A., et Loisel, J-P., 1996, Les opinions des Français sur l'environnement et sur la forêt, Collection Etude et Travaux n°12, Collection des Rapports n°174, CREDOC, Paris.
- Héran F., 2000, Transports en milieu urbain : les effets externes négligés, Collection Transports, Recherche et Innovation du Prédit, La Documentation française, Paris.
- Infras-IWW, 2000, External costs of transport, Accident, Environmental and Congestion costs in Western Europe, Rapport, Zürich/Karlsruhe, mars.
- Maresca, B., 1993, L'espace de l'environnement, Cahier de Recherche n°53, CREDOC, Paris.
- Union Européenne (1995), Towards fair and efficient pricing in transport, livre vert de la commission européenne COM(95)691, DGVII.

PARTIE 2

ELEMENTS D'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE

Les effets de la pollution atmosphérique et leurs répercussions sur les différents secteurs économiques justifient qu'une expression commune en termes monétaires soit utilisée, que ce soit à des fins d'internalisation ou de comparaison en matière de décision publique. Ainsi, les évaluations économiques se développent de concert avec l'amélioration des connaissances scientifiques sous-jacentes, mais restent toutefois exposées à de nombreuses incertitudes, en premier lieu celles des disciplines scientifiques qui les sous-tendent : la caractérisation de la pollution et l'épidémiologie. Les résultats qui seront présentés dans cette partie concernent de façon détaillée les effets directs sanitaires, les deux autres catégories d'effet étant présentées dans la seconde partie, lors de l'évaluation des différents effets.

Après avoir présenté rapidement les méthodes de valorisation économique et les difficultés méthodologiques liées à leur utilisation dans le cadre particulier de la pollution atmosphérique (Chapitre 1), nous étudierons comment elles ont été utilisées dans les études portant sur la mortalité (Chapitre 2), et sur la morbidité (Chapitre 3).

21 INTRODUCTION SUR LES METHODES

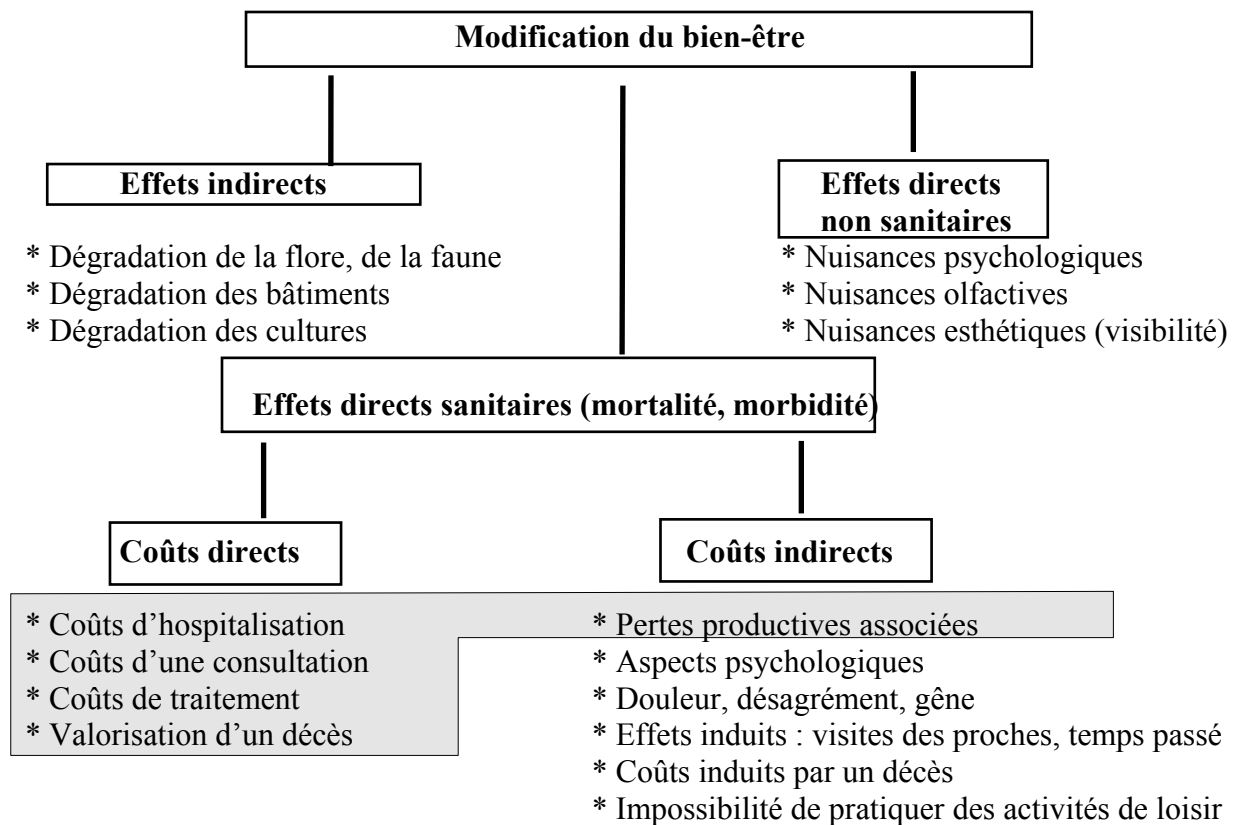
211 Détermination des effets de la pollution atmosphérique sur le bien-être

On peut regrouper les effets qu'exerce la pollution atmosphérique sur le bien-être d'une population en trois catégories (voir la figure 1) : les effets directs non sanitaires liés à la dégradation des perceptions sensorielles (parmi lesquels la visibilité tient une place privilégiée), les effets directs sanitaires liés à la dégradation des variables sanitaires, et les effets indirects non sanitaires, qui agissent sur le bien-être via l'altération de la flore, de la faune, des cultures ou des bâtiments.

Les effets directs sanitaires peuvent eux-mêmes se subdiviser en une composante directe - associée à la morbidité et à la mortalité - et une composante indirecte : pertes productives (arrêts de travail, jours d'activité réduite), journées avec douleur ou désagréments (toux, gêne respiratoire), aspects psychologiques associés à un événement morbide ainsi que ses conséquences (temps perdu en visite par les proches, déplacements occasionnés, impossibilité de poursuivre des activités récréatives ou domestiques).

Un consensus existe généralement sur les effets à comptabiliser suite à une modification de l'état sanitaire – la composante directe et les pertes productives associées, soit la partie en gris de la figure 2-1. Le caractère non-marchand des autres effets, sans marché physique donc sans prix, explique que leur valorisation soit moins fréquente, en fonction de choix méthodologiques ou idéologiques.

Figure 2-1 Impacts d'une variation du niveau de pollution atmosphérique



Parmi les effets sanitaires de la pollution atmosphérique, il conviendra de distinguer clairement ceux de court terme et ceux de long terme, puisque leur différence de statut épidémiologique implique des conséquences majeures dans leur valorisation économique.

Nous présentons les méthodes utilisées pour valoriser les effets sanitaires directs (mortalité, morbidité) associés à une variation du niveau de pollution atmosphérique, et n'évoquerons que brièvement les effets non sanitaires qui utilisent des méthodes comparables.

212 Méthodes de valorisation monétaire des effets de la pollution atmosphérique

Il existe principalement trois méthodes permettant d'évaluer en termes monétaires les bénéfices d'une réduction du risque de morbidité ou mortalité consécutive à une réduction de la pollution. Deux de ces méthodes trouvent leurs racines dans la théorie microéconomique de l'utilité et se fondent sur les préférences des individus. Elles le font de façon directe par l'interrogation des individus sur leurs consentements à payer pour une variation du risque (méthode d'évaluation contingente, MEC) ou de façon indirecte par l'observation des comportements des individus sur des marchés où risques et montants monétaires sont impliqués (marchés des biens de protection, du logement, du travail,...). Enfin, la troisième méthode tient plus de l'analyse comptable et repose sur l'observation des coûts marchands directs (MCM) associés à des épisodes morbides (coût de la maladie) ou des pertes de production induites par un décès (Méthodes des Pertes de Production).

a) Préférences révélées : Méthode d'évaluation contingente (MEC)

Elle permet de mesurer *ex-ante* la variation individuelle du bien-être associée à une variation de la situation d'individus exposés à la pollution atmosphérique. Elle consiste à interroger par entretien direct, téléphonique ou par courrier, au moyen de questionnaire hypothétique, à partir de jeux d'enchères ou de référendums, des individus sur l'équivalent monétaire qui compense une variation de leur bien-être. Il peut s'agir d'un consentement à payer (CAP) pour bénéficier d'une amélioration (ou pour éviter une dégradation) de la qualité de l'air par exemple, ou d'un consentement à recevoir (CAR) pour accepter une dégradation (ou pour refuser une amélioration). Ces informations permettent par la suite de construire des indicateurs monétaires sur la valeur que les agents attribuent à différentes composantes de leur santé, ou à tout bien ne possédant pas de prix *per se* (visibilité, peine, souffrance, temps...).

Cette méthode suppose que les agents agissent de façon économiquement rationnelle et comprennent correctement l'ensemble des composantes du scénario proposé. Ses résultats sont donc sensibles à la perception subjective du risque et à la capacité de traitement de l'information communiquée. De plus, dans le cas particulier où le scénario repose sur une variation de niveau de pollution (approche que nous avons qualifiée de directe) et non sur une variation d'un nombre de cas (approche que nous appelons construite), cette approche suppose que les individus sont capables d'estimer leurs propres fonctions de dommages. Enfin, elle est exposée à un nombre élevé de biais potentiels - liés essentiellement à l'utilisation de techniques de révélation des préférences - tels les biais hypothétique, de contexte, d'inclusion ou stratégique.

Brièvement, le premier résulte du fait que les individus ne sont pas confrontés à une situation réelle, ce qui explique que le consentement à payer puisse être faussé et que les individus puissent éprouver des difficultés à exprimer leurs préférences.

Le second souligne que toute évaluation est conditionnée par le contexte dans lequel elle est effectuée. Une réduction du risque de décès liée à l'amélioration de la sécurité routière et celle associée à une réduction de la pollution atmosphérique, même équivalentes, font appel à des schémas de représentation différents et entraînent des consentements à payer différents.

Le biais d'inclusion considère que l'individu doit répartir son revenu entre diverses dépenses et risque d'attribuer à l'objet qu'on lui propose de valoriser, l'ensemble du budget consacré à l'environnement en général. Ainsi, bien qu'il soit prêt à contribuer financièrement à un nombre important d'amélioration de l'environnement, le scénario proposé en attirant son attention sur le bien considéré, peut le conduire à le surévaluer.

Les biais stratégiques font appel à des comportements individuels volontaires lors de la révélation des valeurs monétaires, qui peuvent entraîner une sous-évaluation (comportement dit du passager clandestin), ou au contraire, de surévaluation (recherche de l'approbation sociale ou de l'enquêteur).

La construction du scénario et le traitement statistique tentent de minimiser, voire d'éliminer complètement ces biais. Le lecteur intéressé peut se reporter aux directives

données par le NOAA Panel pour la réalisation d'une enquête d'évaluation contingente (Arrow et al., 1993), à l'ouvrage très complet de Mitchell et Carson (1989) sur l'évaluation contingente ou à celui édité par Hausman (1993) qui constitue un plaidoyer (contestable) contre son utilisation en insistant sur sa fragilité.

Le coût de revient élevé des procédures, lorsqu'on désire les appliquer de manière correcte à un échantillon assez large pour justifier une généralisation à l'ensemble de la population, constitue un frein à une utilisation plus répandue. Elles représentent toutefois la meilleure méthode pour approcher le coût (ou bénéfice) externe d'une mesure, car elle prend en compte une part très importante des aspects non monétaires des options à évaluer.

b) Préférences observées : Méthodes indirectes

Les méthodes indirectes utilisent l'information disponible sur divers marchés - marché du travail, du logement ou des biens de protection - et conduisent à une valorisation *ex post* : on estime la contrepartie monétaire nécessaire pour accepter une variation du niveau de risque (professionnel, lié à l'habitat ou aux biens de protection).

Ce sont généralement des méthodes de prix hédonistiques (MPH) qui sont utilisées, dont l'idée sous-jacente est que les biens sont caractérisés par un ensemble d'attributs, et que l'utilité découle du montant de chacun de ces attributs. Les décisions des consommateurs sont alors prises en fonction de la différence entre le bénéfice marginal et le coût marginal de chaque attribut. Ainsi, lorsque les risques de décès ou de morbidité entrent parmi les attributs d'un bien, il devient possible d'attribuer une valeur monétaire à ce risque. C'est le cas du marché du travail - lorsque l'on s'attache à des professions plus ou moins risquées et que l'on recherche les différentiels de salaire observés au regard des différences de risque de décès accidentel - ou du marché du logement - lorsque l'on considère que le lieu de résidence implique des modifications d'exposition à un facteur (pollution, bruit, risque d'inondation ou industriel) susceptibles d'être valorisées.

Les deux principales critiques d'ordre méthodologique reposent sur la perception des risques, qui doit être la même entre l'observateur et les enquêtés, et la caractérisation des biens effectuée par l'observateur, qui doit permettre de recouvrir l'ensemble des considérations qui influencent les décisions d'achat. De façon plus théorique, l'hypothèse de concurrence pure et parfaite est requise sur les marchés concernés, bien qu'elle ne soit que rarement vérifiée dans la pratique.

Les approches par l'étude des compensations de salaires et des prix des logements possèdent également deux inconvénients spécifiques. Elle repose sur l'analyse de risques choisis, alors que lorsque l'on s'attache aux effets de la pollution atmosphérique, il s'agit plutôt de risques subis. De plus, ces deux méthodes ne permettent pas toujours de séparer clairement les bénéfices imputables à une réduction de la morbidité, de ceux uniquement imputables au risque de décès.

L'approche par les dépenses de protection (MDP) se fonde sur le fait que certains achats ou comportements préviennent certaines conséquences liées à la dégradation de l'état de santé. Cette méthode permet de valoriser indirectement la valeur associée à un épisode morbide ou à un décès en comptabilisant les dépenses engagées pour l'éviter, sa fréquence, et la variation correspondante de la probabilité de survenue de l'affection (ou du décès). La

collecte des données nécessaires est toutefois très difficile, et cette méthode n'est que rarement utilisée à l'heure actuelle.

Enfin, la **méthode du coût de déplacement** (travel cost method) repose sur les coûts de déplacement (en termes monétaires et en temps) résultant du choix d'une alternative aux caractéristiques spécifiques parmi plusieurs possibilités. Le différentiel de coût est ensuite attribué au niveau des caractéristiques discriminantes.

c) Méthode des coûts marchands (MCM)

Cette méthode de quantification classique (aussi appelée coût des dommages) n'impose aucune hypothèse sur le comportement des individus, mais suppose que la variation du niveau de pollution entraîne une modification observable et incontestée de la variable considérée. Le prix que le marché attribue, à l'équilibre, au bien considéré représente alors la valeur individuelle associée à la pollution. Les bénéfices autres que ceux mesurés sur le marché des soins et du travail (jours d'arrêts de travail) ne sont pas pris en compte, et les variations de bien-être social sont donc sous-estimées. Toutefois, reposant sur des coûts réels quantifiables, elle peut servir d'évaluation minimum des coûts sociaux attribuables à une variation de la pollution atmosphérique. Elle demeure toutefois spécifique au pays, voire parfois à la région, dans lequel l'enquête a été effectuée puisqu'elle repose sur la structure du marché sous-jacent.

213 Evaluation des composantes non sanitaires

Lorsqu'il s'agit de biens marchands (dégradations des cultures ou des bâtiments), l'approche par les coûts marchands est possible : on peut évaluer les pertes monétaires résultant d'une mauvaise récolte, ou les coûts de maintenance et de restauration occasionnés aux bâtiments atteints par la pollution par les prix prévalant sur les marchés correspondants.

Dans le cas où les biens sont non-marchands (détérioration d'un écosystème ou nuisances sensorielles, essentiellement visuelles dans le cas de la pollution atmosphérique), l'évaluation peut se fonder sur des valeurs issues des cours de justice (avec les difficultés associées, dont la forte variabilité des valeurs obtenues) ou les méthodes fondées sur les préférences (révélées ou observées).

214 Distinction effets sanitaires de court / long terme et actualisation

Les effets sanitaires de court terme (ou aigus) sont observés suite à une augmentation du niveau de la pollution atmosphérique, ou dans les jours suivants pour tenir compte de l'éventuel délai entre exposition et apparition des symptômes. Il s'agit d'affections propres à un organe ou de décès survenant dans un laps de temps très court après l'exposition, que l'épidémiologie met aisément en relation avec des variations de la pollution atmosphérique en exploitant des séries temporelles journalières.

Les effets de long terme (ou chroniques, comme le cancer du poumon, la bronchite chronique, une hypersensibilisation se transformant en asthme, les affections cardiovasculaires, etc.) résultent d'une altération de type cumulatif de certains organes suite à une

exposition prolongée, et sont mis en évidence par des études de cohorte, généralement longues, coûteuses et encore peu nombreuses. Ils se traduisent par une morbidité et une mortalité dans un délai variant de quelques années à quelques dizaines d'années après l'exposition.

En dehors des aspects purement sanitaires et épidémiologiques (qui sont étudiés en détail dans la partie épidémiologique, voir le tome 2 de ce rapport), les conséquences économiques sont essentielles : une variation durable du niveau de pollution se traduira immédiatement par une variation des niveaux des variables sanitaires de court terme associées, mais l'intégralité des effets de long terme ne se fera sentir que dans le futur. Tout comme l'altération a été progressive, l'amélioration de l'état de santé liée à une réduction de l'exposition nécessite un délai. Ce point fera l'objet d'un développement spécifique dans la partie consacrée aux incertitudes d'ordre économique.

L'existence de ce délai implique le recours à l'actualisation, qui permet d'exprimer en valeur présente l'ensemble des flux futurs. Le taux d'actualisation comprend généralement un terme correspondant à la préférence pure pour le présent, et un terme correspondant à la croissance économique attendue dans le futur (généralement la tendance de long terme du Produit National Brut). Le choix du taux d'actualisation est important puisqu'il conditionne les arbitrages entre générations : un taux proche de 0 % conduit à donner un poids très important au futur, alors qu'un taux élevé (10 % par exemple) privilégie le présent⁹. Il n'existe pas de valeur unique et incontestée pour le taux d'actualisation, et une étude européenne (Cost313, 1994, page 32) relève ainsi que les taux utilisés dans le cas des accidents de la route, varie de 0% pour l'Allemagne, l'Autriche et la Suisse à 10 % pour l'Espagne et la France.

Toutefois, les développements récents d'une littérature abondante proposent actuellement un taux proche de 4%, voire l'utilisation de deux valeurs: entre 3% et 8% pour la génération actuelle, soit environ 30 ans, puis entre 1 et 2% pour les horizons plus lointain (Gollier et Rochet, 1998 ou Rabl, 1996). Des études menées dans les années 80, en période de forte inflation, ont pu utiliser des taux supérieurs à 10% par an.

⁹ La somme des flux annuels K actualisés au taux i sur une durée infinie vaut $(1/i) \times K$.

22 MONÉTARISATION DE LA MORTALITÉ

Attribuer une valeur économique à un décès est toujours délicat voire choquant, puisque apparemment froidement rationnel. Pour preuve, les précautions oratoires qui substituent à l'expression «valeur de la vie» les expressions «consentement à payer collectivement pour réduire le risque d'une mort prématurée» (Rabl, 1999) ou «Value of Preventing a statistical Fatality» (VPF, CHILTON et al., 1998) que nous traduirons par la suite par «Valeur d'Évitement d'un Décès (VED)». La valorisation de la mortalité s'avère pourtant nécessaire dès qu'une décision publique est susceptible de modifier la probabilité de décès, et elle s'effectue généralement en recourant à une des méthodes ci-dessous.

221 L'évaluation économique d'une variation du risque de mortalité

Les méthodes les plus courantes reposent sur **les consentements à payer (CAP)** individuels - observés (méthodes indirectes) ou révélés (méthodes directes) - pour une réduction de la probabilité de décès.

Les méthodes indirectes utilisent l'information disponible sur divers marchés - marché du travail, du logement ou des biens de protection – et conduisent à une valorisation *ex post* généralement par des méthodes de prix hédonistiques. On estime la contrepartie monétaire nécessaire pour accepter une variation du niveau de risque (professionnel, lié à l'habitat ou aux biens de protection).

Les méthodes directes analysent les réponses d'individus confrontés à des situations hypothétiques impliquant une variation de la probabilité de décès : ce sont les méthodes d'évaluation contingente.

La Méthode des Pertes de Production (MPP) **adopte une vision strictement productiviste** de l'individu en fondant la valeur sur son activité productive, évaluée comme la somme actualisée des revenus futurs pour chaque âge. Cette approche, appelée parfois méthode du capital humain, est largement critiquée, parce qu'elle suppose que la valeur de l'individu est représentée uniquement par ce qu'il produit, et que cette productivité est correctement et uniquement mesurée par les revenus du travail. La production non marchande est ainsi totalement négligée, et certains auteurs vont même jusqu'à ne pas prendre en compte les personnes non-actives, ou à leur attribuer une fraction seulement de la valeur associée aux actifs. De plus, l'actualisation est une variable clé dans cette approche, puisque le passage d'un taux annuel de 2,5% à un taux de 10% conduit à diviser par 5 le poids relatif d'un enfant par rapport à un adulte actif (voir Landefeld et Seskin, 1982). Enfin, une critique plus conceptuelle réside dans le fait que cette approche ne tient pas compte des préférences des agents dont toute valeur économique est pourtant issue.

Une dernière méthode est présentée à titre purement indicatif dans la mesure où lors de notre travail de recherche bibliographique, aucune méthode de ce type n'a été utilisée pour obtenir une VED. Elle consiste à **étudier les décisions** (généralement juridiques) ayant impliqué une variation de la probabilité de décès pour inférer la valeur d'évitement sous-jacente. Les résultats obtenus manquent toutefois de cohérence: Jones-Lee (1994) relève ainsi que la décision britannique de ne pas imposer un mécanisme rendant les armoires à pharmacie

inaccessibles aux enfants équivaut à leur attribuer une valeur unitaire inférieure à 1.000 £, alors que Morrall (1986) établit que la décision américaine réglementant l'usage du diethyl stilbestrol dans l'alimentation du bétail conduit à une valorisation implicite de l'évitement d'un décès de 132 millions \$.

222 Validité de ces valeurs dans le cas de la pollution atmosphérique

Quelles que soient la méthode et le montant de référence retenus pour mesurer la valeur d'évitement d'un décès, apparaissent trois difficultés, liées au motif de décès, au degré de prématurité et à l'âge du décès.

2221 Le motif.

Dans le cas des méthodes des CAP observés ou des pertes productives, l'adaptation au cadre de la pollution atmosphérique doit se faire *ex-post*. Or plusieurs études en psychologie et sociologie (voir par exemple Fischhoff, 1989, SAVAGE, 1993 ou Pidgeon et Beattie, 1997) ont montré combien les attitudes individuelles pouvaient varier selon les caractéristiques du risque sous-jacent : son caractère volontaire, le fait que l'individu croie (avec ou sans raison) le contrôler, qu'il relève de la responsabilité de l'individu ou que l'individu puisse lui associer un bénéfice personnel direct. Autant de facteurs qui opposent par exemple un risque associé à un déplacement en véhicule personnel ou un risque professionnel à un risque lié à l'exposition à un facteur environnemental, et peuvent expliquer des différences de CAP pour leur réduction. SAVAGE (1993), sur la base de travaux empiriques, conseille d'ailleurs aux chercheurs de ne pas utiliser une valeur unique pour l'évitement d'un décès, mais de différencier plutôt en fonction des risques considérés.

Dans le cas de l'évaluation contingente, le contexte dans lequel est établie la valeur fait partie de la construction du scénario. Toutefois, jusqu'à présent, une seule enquête spécifique à la valorisation d'un décès associé à une exposition à la pollution atmosphérique est disponible (KRUPNICK, ALBERINI et al., 1997, 1999) et deux sont, à notre connaissance, en cours¹⁰. Lorsque l'évaluation repose sur un contexte différent, on cherche à corriger (arbitrairement) son influence *ex post* : UK HEALTH (1999) ou SOMMER et al., (1999) proposent par exemple de doubler ou tripler la valeur obtenue pour le motif de décès «accident de la route».

2222 Le degré de prématurité du décès.

D'un point de vue purement méthodologique, la valeur d'évitement d'un décès doit dépendre de la perte d'espérance de vie des individus considérés, qui est de l'ordre d'une quarantaine d'années pour les décès accidentels. Utiliser cette valeur revient à considérer que l'espérance de vie de l'individu avant son décès est indépendante de la cause du décès. Ce n'est pas le cas pour la mortalité associée à la pollution atmosphérique, qu'elle soit de court ou de long terme.

¹⁰ Deux études sur ce sujet sont actuellement en cours en France : l'une menée conjointement par Paris I et le BETA, et la seconde menée à Marseille par le GREQAM et le SHADYC, dans le cadre du programme Primequal.

Pour la mortalité de court terme, plusieurs études montrent que des niveaux élevés font d'abord sentir leurs effets sur une population fragilisée (malades, personnes âgées, asthmatiques ou allergiques), dont la probabilité de mortalité est plus élevée que celle de la population en général. L'estimation moyenne de la perte d'espérance de vie se situerait entre quelques jours et un peu plus d'une année, et entre quelques jours et quelques semaines chez les personnes de plus de soixante-cinq ans.

La mortalité de long terme touche par contre une population qui possédait avant l'affection - associée à la pollution - ayant conduit au décès, une espérance de vie de beaucoup supérieure à celle d'une personne âgée ou fragilisée décédant lors d'un épisode de pollution élevée. L'exploitation des études de cohorte conduit à une perte d'espérance de vie par décès lié à la pollution de l'ordre d'une dizaine d'années (cf. Künzli et al., 1999, 2000).

Ainsi, l'utilisation d'une valeur d'évitement d'un décès indépendante de la réduction d'espérance de vie est de plus en plus critiquée au sein des économistes, et l'on s'oriente vers une prise en compte de la réduction associée au motif de décès, généralement exprimée en terme d'années de vie perdues (JOHANNESSON et JOHANSSON, 1996, 1997, HOLLAND et KING 1998, LEKSELL, 2000, RABL et SPADARO 1996, 1998). La littérature anglo-saxonne sur le sujet parle alors de VOLY (Value Of a Life Year), que nous traduirons par la suite par Valeur d'une Année de Vie (VAV).

2223 L'âge

À réduction d'espérance de vie donnée, l'âge au moment du décès importe également. CROPPER et al. (1994), à partir d'une enquête, déterminent que sauver la vie d'une personne âgée de 30 ans (espérance de vie à cet âge : 49 ans) est équivalent à sauver la vie de 11 personnes âgées de 60 ans (espérance de vie à cet âge : 22 ans), soit une valorisation de l'année de vie perdue 5 fois supérieure. KRUPNICK et al. (1999) ont récemment étudié l'influence sur le CAP de la réduction de la probabilité individuelle de décéder en fonction de l'âge à laquelle elle survient. Ils montrent qu'une réduction survenant dans les 10 prochaines années de vie est valorisée environ quatre fois plus que la même réduction survenant entre l'âge de 70 et 80 ans. De même, JOHANNESSON et JOHANSSON (1997) estiment que le CAP pour un allongement de la vie d'une année à l'âge de 75 ans se situe autour de 1.500 \$ seulement, soit moins de 10.000 F.

Il convient donc d'adapter du mieux possible une valeur d'évitement d'un décès établie pour un motif différent, pour une réduction différente de l'espérance de vie, à des âges éventuellement différents, exercice auquel l'évaluation contingente semble présenter le plus d'aptitudes. L'étude la plus aboutie prenant en compte ces trois facteurs est celle de KRUPNICK, ALBERINI et al. (1997, 1999), ainsi que celles en cours de Desaignes et al. et les résultats très préliminaires de CHANEL et al. (2001) menées en France.

2224 L'état de santé

La qualité de vie au moment du décès est également un élément qu'il convient de prendre en considération. En effet, si l'on peut considérer que la qualité de vie d'une personne avant un décès de cause accidentelle est comparable à celle de la population générale, il est également évident qu'un décès associé à une exposition de court terme concerne des individus

dont l'état de santé est inférieur à la moyenne. Ceci est toutefois beaucoup moins clair dans le cas des décès liés à une exposition de long terme, car la cause de décès, qui détermine en partie l'état de santé, est alors liée à l'exposition prolongée à la pollution. Sans cette exposition, la personne aurait bénéficié de la qualité de vie de la moyenne de la population, alors que suite à cette exposition, elle ne bénéficie que de la qualité de vie spécifique à la population touchée par la même affection.

223 Valeurs issues de la revue de la littérature.

Lors de la revue de la littérature, 50 études font explicitement référence à une valeur monétaire concernant la mortalité. Parmi celles-ci, 34 études ne font que citer une valeur utilisée, elle-même issue d'une évaluation antérieure. 16 calculent explicitement une VED par une des trois méthodes évoquées précédemment. Parmi elles enfin, deux seulement effectuent une valorisation spécifique au cadre de la pollution atmosphérique.

2231) Articles élaborant une VED¹¹

Trois valeurs possèdent un statut particulier dans la mesure où elles résultent d'une méta-analyse de valeurs existantes. Il s'agit de celle de l'étude de FISHER et al. (1989), qui représente un récapitulatif des études ayant été réalisées jusqu'à 1989 pour évaluer la VED. Les auteurs recensent trois grandes méthodes d'évaluation : les études "risques-salaires", les études d'évaluation contingente et les études sur les biens de consommation. La fourchette obtenue est de 2,29 à 12,16 millions de dollars. La seconde est trouvée dans le programme Externe (1995) de l'Union Européenne, qui résulte de la moyenne arithmétique de 13 études européennes fondées sur les préférences individuelles. La valeur retenue est de 2,6 Millions d'euros (environ 3,25 M\$), réactualisée ensuite à 3,1 millions d'euros (soit environ 3,88 M\$). VISCUSI (1993), à partir d'une revue de la littérature des méthodes MPH, propose un intervalle de 3,6 M\$ à 8,5 M\$, non sans être assez critique sur ce type de méthodes.

Deux études utilisent la méthode des pertes de production. Il s'agit de ECOPLAN (1996), qui propose pour la Suisse 0,442 M\$ et ajoute 0,177 M\$ pour tenir compte des frais intangibles (chocs affectifs, douleur, angoisse occasionnés aux proches), et WILLINGER et MASSON (1996), qui propose pour la France 0,233 M\$, y compris coûts directs pour « frais d'obsèques et frais généraux » (0,006 M\$).

Trois études utilisent la méthode des prix hédonistiques appliquée aux salaires. MOORE et VISCUSI (1988a) visent à montrer que les nouvelles données statistiques du NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health) sont meilleures que celles plus anciennes du BLS (Bureau of Labor Statistics), et qu'un nouveau calcul entraîne au moins le doublement de la valeur de la vie obtenue avec les données du BLS. Ils trouvent ainsi une valeur de 2,65 M\$ avec les données du BLS, et entre 7,9 et 8,6 M\$ avec les données du NIOSH. Dans un autre article, toujours sur les données du NIOSH, MOORE et VISCUSI (1988b) établissent une QAVL (Quantity-Adjusted Value of Life) à partir d'arbitrages entre les salaires et risques de mortalité évalués au nombre escompté d'années de vie potentielle perdues plutôt qu'entre salaires et probabilités de risque de mortalité. La Valeur d'une Année

¹¹ Tout comme pour l'ensemble des valeurs monétaires, l'année et la monnaie de référence sont le dollar US de 1996.

de Vie (VAV) correspondante est de 0,175 M\$ sur la base de la valeur de 8,6 M\$, et d'un taux d'actualisation implicite empirique établi au cours de l'enquête à 10-12% par an.

LANOIE et al. (1995) compare les résultats de deux approches : MEC et MPH. Pour cette dernière, ils obtiennent des résultats compris entre 12,6 et 14 M\$, inférieurs de 25% environ aux valeurs obtenues par la MEC.

Onze études enfin proposent une valeur obtenue sur la base d'une enquête d'évaluation contingente.

VISCUSI et MAGAT (1993) obtiennent une valeur de 3,15 M\$ fondée sur un décès lors d'un accident de la route, LANOIE et al. (1995) entre 16 et 19,7 M\$. JOHANNESSON et al. (1996) étudient la VED implicite associée à la réduction du risque de décès lors d'un accident en transport privé et public. Les fourchettes auxquelles ils aboutissent sont respectivement 4,5-8,8 M\$ (transport privé) et 2,6-7,3 M\$ (transport public). JOHANNESSON et al (1997) calculent la VED associée à une diminution momentanée de la probabilité de décès, et à une diminution permanente. Ils obtiennent respectivement 3,5-5,5 M\$ et 6-7 M\$ et trouvent une valeur qui dépend de l'âge selon une fonction en U renversé, avec un pic à l'âge de 40 ans.

BEATTIE et al. (1998), se fondant sur la réduction du nombre de décès et la réduction du risque de mortalité associés aux accidents de la route, trouvent respectivement 7-15 M\$ et 6-13,6 M\$. La même équipe, tentant de pallier les incohérences rencontrées dans l'étude précédente, proposent dans CARTHY et al. (1998) une approche dite chaînée, qui conduit à une valeur comprise entre 1,56 et 2,5 M\$. DESAIGUES et RABL (1994) suggèrent la valeur de 1,1 M\$, sur la base d'une analyse économétrique du CAP pour réduire le nombre de vies perdues dans les accidents de la route en France.

Les quatre dernières études s'avèrent mieux adaptées à la monétarisation des effets de la pollution atmosphérique, puisqu'elles prennent en compte l'âge de décès (les deux premières) ou le contexte et l'âge (les deux secondes).

JOHANNESSON et JOHANSSON (1996, 1997) calculent la valeur de la vie associée à l'allongement de l'espérance de vie d'une année à l'âge de 75 ans. Les résultats s'échelonnent, selon les choix méthodologiques, entre 0,03 et 0,27 M\$, avec une valeur centrale raisonnable de 0,13 M\$. Les auteurs expliquent la faiblesse de ces valeurs par le fait que les Suédois interrogés sont plutôt pessimistes concernant leur qualité de vie anticipée à 75 ans. Ils sont donc prêts à payer moins pour accroître leur espérance de vie quand ils seront âgés, ce qui se répercute dans le calcul de la valeur de la vie associée. Toutefois, cette valeur est sans doute plus proche d'une VAV que d'une VED, compte tenu du scénario proposé.

KRUPNICK et al. (1997, 1999) sont les seuls actuellement, à avoir calculé une VED spécifique au contexte de la pollution atmosphérique. Des études ayant montré que les vies sauvées par une réduction de la pollution de l'air concernent des personnes d'au moins 65 ans, les auteurs ciblent les personnes interrogées dans des âges compris entre 45 et 75 ans. Beaucoup d'efforts sont également faits pour que les gens comprennent correctement les enjeux de la réduction du risque en terme de santé (supports visuels, raisonnement dans des intervalles de temps de 10 ans au lieu de 1 an généralement, et par conséquent probabilité en "pour 1000" et non en "pour 10000 ou 100000" comme dans d'autres études). Selon les scénarii, la variation de risque est de 1/1000 ou 5/1000 dans les 10 prochaines années ou entre 70 et 80 ans. Les VED correspondant varient entre 0,04 et 0,4 M\$, avec 0,288 M\$ pour une

variation de 5/1000 entre l'âge de 70 ans et celui de 80 ans (actualisation au taux annuel de 4%).

Mentionnons les résultats très préliminaires obtenus par CHANEL et al. (2001) dans le cadre d'une enquête d'évaluation menée dans les Bouches-du-Rhône au sein du programme Primequal-Predit, dont une partie cherche le CAP pour réduire le risque de décès associé à l'exposition à la pollution atmosphérique. La variation moyenne de risque proposée est de 1/100 avant d'avoir atteint l'âge de 80 ans, pour une perte d'espérance de vie de 10 ans. Les premiers résultats, établis sur la base de la médiane, conduisent à une VED comprise entre 0,25 M\$ (actualisation à 8%) et 0,7 M\$ (actualisation à 1%), avec une valeur de 0,4 M\$ environ pour un taux annuel d'actualisation de 4%.

2232 Articles utilisant une VED

Les études suivantes utilisent, au sein de leur analyse, une VED existante, que ce soit lors d'une évaluation totale ou pour calculer une valorisation par année de vie. La plupart ne prend pas en compte le contexte de la pollution atmosphérique, et celles qui le font corrigent ex-post une valeur hors contexte au moyen de coefficients, par essence, subjectifs.

a) Articles ne prenant pas en considération le contexte de la pollution atmosphérique

SMALL (1995) se fonde ainsi sur la moyenne géométrique des études citées dans la méta-analyse de FISHER et al. (1989), et propose 5,46 M\$.

Six études (GYNTHER, 1995, AEA, 1998, HOLLAND et KING, 1998, 1999, OLSTHOORN et al., 1999 et SPADARO et al., 1998) se fondent sur la valeur issue du projet européen ExternE pour valoriser la mortalité. Les valeurs utilisées s'échelonnent entre 1,348 et 5,47 M\$, selon les hypothèses effectuées sur le type de mortalité (aiguë ou chronique) et l'année de l'étude.

KRUPNICK et PORTNEY (1991) utilisent la valeur de 1264,5 \$ pour une variation du risque de mortalité de 1/10000, soit une VED de 1,26 M\$, un rapport de l'EPA (1996) évaluant les effets du Clean Air Act entre 1970 et 1990 aux Etats-Unis, propose 5,76 M\$ et CROCKER et SCHULZE (1984) utilisent comme borne inférieure l'estimation de THALER et ROSEN (1975) de 0,816 M\$ et pour borne supérieure l'estimation de SMITH (1974) : 2,4M\$. HARRISON et RUBINFELD (1978) reprennent la valeur de THALER et ROSEN (1976), et après correction du niveau de revenu et de l'élasticité revenu du CAP, utilisent 0,256 M\$.

Un certain nombre d'études se fondent sur le résultat **d'évaluations contingentes**. BONIVER et THIRY (1994) utilisent la valeur de 1 M\$ (étude coordonnée par JONES-LEE, 1990, sur les accidents de la route), MADDISON (1999) une version plus récente (JONES-LEE 1998) de 1,235 M\$, DUBOURG (1991) utilise la valeur de 3,49 M\$ (PEARCE et al, 1992) et DOBSON-MOUAWAD et al. (1998) utilisent une valeur proposée par PEARCE et al. (1996) pour les transports de 3,12 M\$. CHANEL et al. (1996) utilisent la valeur de 1,1 M\$, issue d'une enquête d'évaluation contingente menée par Le Net en 1994 sur les accidents de la route (cf DESAIGUES et RABL, 1994).

Deux études utilisent des valeurs issues de la méthode **des pertes de production** : LANDRIEU (1995), en France, propose 0,7 M\$ sur la base des travaux de Le Net (1992), et PEARCE (1996), dans une étude appliquée au Mexique, propose 0,087 M\$.

Les résultats de la **méthode des prix hédonistiques** est utilisée par PORTNEY (1981) sur la base du prix des logements. Il distingue une VED pour l'individu lui-même (0,044 à 0,363 M\$) et une pour les membres de sa famille (0,341 M\$). RANSON (1995) utilise les valeurs proposées par VISCUSI (1992) sur le marché du travail : de 2,3 à 8 M\$. HALL (1996) utilise la valeur centrale (4,8 M\$) d'une fourchette issue de MPH (3,6-10,9 M\$), et PEARCE (1996), pour la Thaïlande, utilise 0,448 M\$.

Trois études sont consacrées aux **Pays en Voie de Développement (PVD) ou aux pays de l'Est**, et cherchent à transposer les valeurs de pays industrialisés à ces pays. L'ajustement se fait alors sur la base des niveaux respectifs de salaire (ou d'élasticité-revenu de la demande) dans KRUPNICK et al. (1996) pour quatre pays de l'Est, ou de PNB dans PEARCE (1996) pour la Chine (0,057M\$) et l'Egypte (0,075 M\$). Une autre possibilité consiste à effectuer une méta analyse cherchant à déterminer les facteurs explicatifs de la VED dans des études effectuées dans les pays industrialisés (revenu, âge, éducation) afin de les appliquer aux données d'un PVD (le Chili pour BOWLAND et BEGHIN, 1998, avec une fourchette de 0,58 à 0,75 M\$).

b) Articles corrigeant ex post pour l'âge ou le motif de décès

Des études récentes, prennent en considération le fait que l'âge moyen de décès diffère entre une cause accidentelle et celui résultant d'une exposition à la pollution atmosphérique. OSTRO et CHESTNUT (1998), considérant que le ratio des âges de décès « + de 65 ans / - de 65 ans » associés à la pollution s'établit à 0,85/0,15, pondère en conséquence la VED initiale de 4,7 M\$ et propose 3,7 M\$ comme valeur centrale. SOMMER et al. (1999), partant de la valeur de 1,6 M\$, borne inférieure d'une MEC effectuée par CARTHY et al. (1998), applique un ajustement pour l'âge moyen de décès de 0,61, et utilise 1,03 M\$ dans une étude européenne. PEARCE et CROWARDS (1996) applique pour sa part un coefficient de 0,7 à partir de la valeur proposée par PEARCE et al. (1992), et utilise 2,48 M\$.

Certains auteurs vont plus loin encore, et appliquent une correction pour l'âge, pour la qualité de vie au moment du décès et parfois même une correction liée aux aspects psychologiques associés au motif de décès.

Ainsi, LEKSELL (2000) appliquant un facteur de correction pour l'âge et la qualité de vie à une VED issue d'une MEC sur les accidents de la route, retient la valeur de 1,7 M\$. Il en déduit également une VAV en utilisant un taux d'actualisation de 4%, de 0,11 M\$. Le Ministère de la santé britannique, dans une étude récente sur les effets sanitaires de la pollution atmosphérique (UK HEALTH, 1999), part de la valeur de 1,235 M\$ utilisée par le Ministère des Transports britannique, et applique un coefficient de 2,5 pour prendre en compte la différence de risque entre accidents de la route et exposition à la pollution atmosphérique. Sur la base de cette valeur de 3 M\$, il applique un coefficient de 0,7 pour tenir compte de l'âge des individus concernés, soit 2,19 M\$, plusieurs corrections concernant la réduction de l'espérance de vie (de 12 ans à 1 mois) et la qualité de vie (ajustement de 0.2 à 1), et propose donc une VED variant de 0,004 M\$ à 2.19 M\$. Notons toutefois que s'il est

intéressant d'étudier la sensibilité des résultats au choix d'une valeur monétaire, une telle variation d'un facteur supérieur à 500 ne présente que peu d'intérêt, d'autant que les auteurs ne proposent pas de valeur centrale.

c) Articles calculant une valeur monétaire par année de vie perdue

Plus récemment, des études se sont fondées sur une évaluation de la VAV établie à partir d'une VED, justifiant ce choix par la considération que l'indicateur pertinent d'un décès prématuré est la perte d'années de vie. L'idée est de considérer que la VED est constituée

d'une somme actualisée de valeurs d'année de vie perdue (VAV) : $VED = \sum_{i=1}^N (1+\delta)^{-i} VAV$,

où N représente le nombre d'années de vie perdues et δ représente le taux annuel d'actualisation.¹²

C'est notamment le cas des travaux réalisés dans le cadre du programme ExternE, qui après avoir utilisé uniquement une VED, puis une VED et une VAV simultanément dans les rapports, semble se diriger maintenant vers une approche uniquement en terme de VAV, distinguant les effets de court terme (perte de moins d'une année) et les effets de long terme (avec un délai de 15 ans, et une perte de plusieurs années de vie).

Ainsi, RABL (1996) à partir de la valeur de 1,1 MF issue d'une étude française d'évaluation contingente sur les accidents de la route, utilise une VAV de 0,0548 M\$ pour un décès associé à la mortalité de court terme, et 0,029 M\$ pour un décès associé à la mortalité de long terme. Sur la base de la même VED, RABL et SPADARO (1998) utilisent une VAV de 0,012 M\$, qui correspond à une perte d'espérance de vie de 2,7 mois.

HOLLAND et KING (1998) déduisent une VAV à partir d'une VED issue du programme ExternE, et proposent 0,165 M\$ pour une année de vie perdue associée à la mortalité dite de court terme, et 0,147 pour la mortalité de long terme. LEKSELL (2000), partant d'une VED de 2,4 M\$ utilisée en Suède pour les accidents de la route, propose une VAV de 0,12 M\$ pour un taux d'actualisation de 3% par an (0,079 M\$ pour un taux d'actualisation nul, et 0,224 M\$ pour un taux de 10%).

224 Conclusion

Cette revue de la littérature des études utilisant (ou produisant) une valorisation de la mortalité, montre que la façon de la prendre en compte a évolué au cours du temps. Si les méthodes fondées sur les préférences observées (méthodes hédonistiques et dépenses de protection) et la méthode fondée sur les pertes de production ont été beaucoup employées jusque dans les années 80, il semblerait que ce soit maintenant la méthode des préférences révélées (MEC) qui soit la mieux adaptée.

Quelle que soit la méthode utilisée, et exception faite des PVD, la VED est - à de rares exceptions près - comprise entre 0,8 et 8 millions de dollars pour les pays développés.

¹² Les valeurs obtenues sont cohérentes avec les résultats qui tendent à valoriser plus faiblement les années de vie perdues à un âge avancé. Elles supposent toutefois que la valorisation unitaire d'une année de vie perdue est calculée à l'âge moyen (sur ce sujet, voir Krupnick et al., 2000)

Lorsque les auteurs cherchent à corriger de l'âge, du motif ou du contexte du décès, la VED qu'ils proposent est comprise entre 0,04 et 1,17 M\$. Enfin, un raisonnement en terme d'années de vie perdues, lorsqu'il est privilégié dans les études, conduit à des valeurs comprises entre 0,012 et 0,17 M\$.

Il apparaît que l'ordre de grandeur d'une valeur économique associée à un décès devrait être fondée sur la MEC, utilisant un scénario contextuel, afin de prendre en compte explicitement le motif de décès.

Sur cette base, la valeur centrale des études de KRUPNICK et al. (1997, 1999) d'environ 0,288 M\$ et les résultats très préliminaires de CHANEL et al. (2001) (0,36-0,49 M\$ pour un taux d'actualisation de 4% selon les échantillons) peuvent fournir un premier ordre de grandeur associé à une réduction de l'espérance de vie de 10 ans.

Si l'on préfère une approche en termes d'années de vie perdues, qui peut plus facilement s'adapter à une réduction variable de l'espérance de vie mais qui ne permet pas pour l'instant la prise en compte du contexte de la pollution atmosphérique, les quelques études existantes proposent une valeur comprise entre 0,03 à 0,13 M\$ par année de vie perdue.

23 MONETARISATION DE LA MORBIDITE

231 L'évaluation économique d'une variation du risque de morbidité

Les bénéfices liés à une réduction de la morbidité sont complexes à établir, de par leur caractère multidimensionnel et leur dimension temporelle. Une variation du risque de morbidité consécutive à une réduction du niveau de pollution atmosphérique va se traduire par une variation des dépenses et des valeurs monétaires associées. La figure 2-2 distingue trois principales composantes : les coûts marchands associés directement à l'épisode morbide, les dépenses de protection (essentiellement marchandes) effectuées pour tenter d'éviter un épisode morbide, et les coûts indirects (généralement non marchands) associés à la morbidité, tels que définis dans la figure 2-1.

Les coûts privés d'une maladie comprennent la somme de tous les coûts supportés individuellement. Toutefois, l'ensemble des coûts induits par un épisode morbide ne sont pas considérés. Selon les systèmes de protection sociale et de santé, une partie des coûts est couverte par la société entière et n'est pas supportée individuellement. Ainsi, la valorisation économique totale associée à un épisode morbide doit établir les coûts sociaux, qui comprennent aussi bien ceux supportés individuellement que ceux supportés collectivement. À partir de cette décomposition, trois méthodes d'évaluation sont envisageables.

Figure 2-2 Différentes composantes d'une variation de la morbidité

Coût Marchand de la Maladie	Dépenses de protection	C.A.P. SOCIAL
Coûts de traitement et pertes de revenus supportés collectivement	Dépenses de protection supportées collectivement	
Coûts de traitement et pertes de revenus supportés individuellement	Dépenses de protection supportées individuellement	C.A.P. PRIVE
		Désutilité liée à la morbidité supportée individuellement
BIENS MARCHANDS		BIENS NON-MARCHANDS

La méthode des dépenses de protection (MDP), peu utilisée jusqu'à présent, se fonde sur le fait que certains achats ou comportements préviennent certaines conséquences liées à la dégradation de l'environnement. Cette méthode permet de valoriser indirectement la valeur associée à un épisode morbide en comptabilisant les dépenses engagées pour l'éviter, sa fréquence, et la variation correspondante de la probabilité de survenue de l'affection. La collecte des données nécessaires est toutefois très difficile.

La méthode du coût économique d'un épisode morbide (MCM) consiste à comptabiliser les diverses dépenses engendrées par l'apparition d'un ensemble de symptômes, et n'impose aucune hypothèse sur le comportement des individus. Dans son acception la plus large, cette méthode doit prendre en considération l'ensemble des coûts sanitaires directs, mais dans la pratique, seules les composantes en gris de la Figure 2-1 sont prises en compte. Les coûts liés aux hospitalisations se fondent généralement sur un coût moyen de la journée et une durée moyenne de séjour par motif, alors que la morbidité ambulatoire se fonde sur des coûts moyens de consultation et de traitement.

L'évaluation contingente (MEC) mesure pour sa part le CAP pour une amélioration du bien-être imputable à une variation du niveau des variables environnementales, généralement par le jeu de questionnaires hypothétiques. Il convient de distinguer le CAP privé pour une diminution de la morbidité associée à un facteur environnemental qui doit comprendre l'ensemble des coûts marchands et non marchands individuels, et le CAP social qui y adjoint les coûts collectifs (voir figure 2-2). Les mécanismes de report des coûts sanitaires individuels vers le reste de la collectivité (protection obligatoire et complémentaire, revenu de remplacement, généralement 84% du salaire, versé par la Sécurité Sociale en cas d'arrêt de travail), constituent une difficulté lorsqu'on cherche à évaluer le coût social, puisque les comportements de consommation et les CAP individuels vont différer selon que les soins sont perçus comme gratuits, presque gratuits, ou payants par les individus. Ainsi, la protection sociale individuelle à l'intérieur d'un même pays, mais plus généralement, le système de protection sociale ayant cours dans un pays sont susceptibles de modifier fortement le CAP individuel. Ceci se traduit sur la figure 2-2 par les parties en gris, dont l'importance est variable. Tout comme dans le cas de la mortalité, les biais inhérents à ce type de méthode doivent faire l'objet d'une attention particulière.

L'avantage de l'approche par le consentement à payer est qu'elle permet l'intégration des coûts intangibles qui ne peuvent être évalués directement avec la MCM. Ces coûts intangibles s'avèrent en général plus élevés que les seuls coûts marchands d'une maladie, comme nous le verrons dans l'analyse de la littérature. L'inconvénient principal de cette approche vient de sa limitation aux coûts supportés individuellement. Les coûts sociaux de morbidité sont en particulier sous-estimés par l'approche du consentement à payer individuel, puisqu'une part considérable du coût de la maladie, selon le système de santé, est couverte par la société collectivement. L'ampleur exacte est déterminée par la structure institutionnelle et diffère pour chaque pays.

Un aspect novateur est à mentionner dans l'évaluation de la morbidité. En effet, il est fréquent de compter parmi les méthodes employées **l'analyse conjointe**, méthode alternative appartenant à la classe de la méthode d'évaluation contingente. Elle permet d'obtenir des consentements à payer, mais les effets morbides proposés à la valorisation présentent un aspect multi-attributs : différentes indications sur les symptômes, sur la durée de l'épisode, sur le degré de restriction des activités, etc. On demande aux personnes interrogées d'évaluer un tout et non un symptôme uniquement. L'analyse conjointe regroupe plusieurs techniques d'évaluation de ce type : les plus courantes sont la comparaison par paire, le rangement contingent et le classement contingent.

MAGAT et al. (1988) emploient l'approche de la comparaison par paire pour obtenir les valeurs que les consommateurs placent sur des réductions de risques de morbidité associées à l'utilisation de produits chimiques ménagers plus sûrs. Dans ce cas précis, on peut constater que les valeurs obtenues par la comparaison par paire sont largement supérieures à celles obtenues par la méthode d'évaluation contingente, le rapport pouvant aller de 1,2 à 10,3. VISCUSI et al. (1991) utilisent également la méthode de comparaison par paire pour mesurer les valeurs individuelles pour des réductions du risque de contracter une bronchite chronique. Leur approche est doublement novatrice puisqu'ils estiment des taux d'arbitrage entre une réduction du risque de bronchite chronique en termes de risque d'accident de la route mortel d'un côté, et en termes monétaires de l'autre. Enfin, DESVOUSGES et al. (1997) emploient le rangement par paire (variante du rangement contingent et de la comparaison par paire) pour évaluer les consentements à payer pour une amélioration sanitaire associée à une réduction d'exposition à la pollution de l'air. Ils obtiennent ainsi des valeurs pour plusieurs conséquences sanitaires.

232 Validité de ces valeurs dans le cas de la pollution atmosphérique

Les méthodes d'évaluation qui reposent sur des coûts marchands (méthode des coûts de protection et méthode du coût économique d'un épisode morbide) ne méritent pas de correction particulière dès que l'on considère que la durée et la gravité d'un épisode morbide ne dépendent pas de sa cause (ici, une exposition à la pollution atmosphérique). Toutefois, si une méthode d'évaluation contingente est utilisée afin d'estimer le CAP privé pour éviter un événement morbide, il est préférable d'employer des valorisations spécifiques au contexte de la pollution atmosphérique, pour des raisons similaires à celles évoquées pour la mortalité et relatives aux caractéristiques du risque. Dans les deux cas, l'utilisation de valeurs européennes, voire nationales lorsqu'elles existent, est préférable dans la mesure où les préférences individuelles, les systèmes de soins et les niveaux de vie sont susceptibles d'entraîner d'importantes variations des valeurs monétaires entre les pays.

Cependant, il n'existe que quelques études européennes sur le CAP pour les impacts

sanitaires liés à la pollution de l'air, la plupart ayant été réalisées aux Etats-Unis. Le transfert de ces valeurs en Europe pose nécessairement un problème, mais il est difficile d'estimer l'importance des différences entre CAP américains et CAP européens. Les résultats d'une étude norvégienne (NAVRUD, 1998) indiquent que le CAP pour une réduction du risque d'épisodes de morbidité est plus faible en Norvège qu'aux Etats-Unis. Puisque le CAP individuel dépend de ce qui reste à la charge des victimes (traitements médicaux, pertes de salaire...) et que les systèmes de couverture sociale diffèrent d'un pays à l'autre, il faudrait en toute logique déterminer des valeurs de CAP propres à chaque pays.

Une difficulté supplémentaire relative au transfert de valeurs provient de ce que la définition des épisodes de morbidité peut différer en termes de gravité, problème qui ne se pose pas, bien évidemment pour la mortalité. MADDISON (1997) a apporté une solution à ce problème en combinant différentes études produisant des CAP pour la Norvège et les USA en tenant compte d'une "mesure de qualité de vie" et de la durée des symptômes, au sein d'une estimation économétrique. Dans la littérature, la qualité de vie est mesurée sur une échelle (de 0 à 10, de 0 à 100 ou autre) fondée sur les symptômes ressentis et sur les effets objectifs en matière d'activités sociales, physiques et de mobilité. Les CAP peuvent être estimés comme une fonction de la qualité de vie et de la durée de la maladie. Cette relation statistique a été utilisée pour estimer les CAP pour les impacts sanitaires liés à la pollution atmosphérique, et constitue une piste de recherche intéressante.

Cas de la France

Compte tenu du système de santé prévalant en France, et de la mise en place récente de la Couverture Maladie Universelle (CMU), on peut considérer que 100% de la population française est couverte par l'assurance maladie (dont 80% directement par le régime général de la Sécurité Sociale), et que cette dernière couvre environ 75 % des dépenses de consommation médicale (cf. Duriez et al., 1999). Pour ce qui concerne les pathologies associées à la pollution atmosphérique, le quart restant est pris en charge par une couverture complémentaire pour 84 % environ de la population. Ainsi, il est réaliste de considérer que la population française, lorsque interrogée sur son CAP pour éviter un événement morbide, ne tient pas compte de l'intégralité du coût marchand associé, voire n'en tient pas du tout compte. Tout au plus, 16 % d'entre eux devrait-il prendre en compte le ticket modérateur restant à leur charge, soit environ 25% des dépenses.

Ceci implique deux conséquences : le coût privé d'un épisode morbide repose essentiellement sur des composantes intangibles et donc non-monétaires, alors que le coût social repose sur des dépenses de santé supportées collectivement. De plus, le recouvrement entre les deux est faible (partie grisée de la figure 2-2), composé vraisemblablement en grande partie par les pertes de revenus non couvertes par l'employeur. Notons d'ailleurs que certaines conventions collectives prévoient le versement par l'employeur du complément entre le salaire initial et les remboursements pour arrêt maladie de la Sécurité Sociale, soit environ 16% du salaire, pendant une période déterminée et sous réserve d'une certaine ancienneté de l'employé.

233 Valeurs issues de la revue de la littérature

2331 Effets aigus

Plusieurs études fournissent des valeurs pour un éventail d'effets mais aucune d'entre elles ne donne de valeurs pour tous les effets. Aussi faut-il combiner les résultats obtenus dans plusieurs études pour couvrir le plus grand nombre de symptômes morbides possibles.

L'estimation des coûts de la morbidité par une approche de type CAP ou "prix marchands" (PM) doit être fondée sur des CAP (ou des PM) spécifiques aux impacts sanitaires considérés. La revue de la littérature nous a permis d'obtenir des valeurs pour l'ensemble des épisodes (ou symptômes) morbides suivants :

- Toux (symptôme),
- sinusite, nez qui coule (symptôme), rhume,
- gorge irritée ou encombrée (symptôme),
- irritation oculaire, conjonctivite,
- fatigue, somnolence (symptôme),
- nausée (symptôme),
- gêne à la poitrine (symptôme),
- migraine, mal de tête,
- visite aux urgences,
- bronchite aiguë,
- admission hospitalière pour cause respiratoire,
- admission hospitalière pour cause cardio-vasculaire,
- crise d'asthme (symptôme) ou consultation pour asthme.

Pour le calcul des coûts de la maladie, nous nous limitons aux coûts de traitement médical, de consultation et aux éventuelles pertes de production. Les valeurs de CAP obtenues pour les impacts sanitaires cités représentent des valeurs par jour de symptôme, que les individus seraient prêts à payer pour un épisode de toux, de sinusite, etc.

Les deux tableaux suivants récapitulent les valeurs retenues (par cas unitaire) pour les effets aigus selon les méthodes. Le premier concerne les valeurs de CAP, et le second de PM. Ils présentent les valeurs obtenues et les références des études correspondantes, et la dernière colonne propose une valeur centrale pour chaque effet.

Une précision est nécessaire pour ce qui concerne la lecture des résultats de l'étude de DESVOUSGES et al. (1997) qui se présente sur deux colonnes. La première colonne présente les valeurs de CAP pour une limitation légère de l'activité liée à la variable sanitaire, la deuxième colonne présente quant à elle les valeurs de CAP pour une limitation importante. L'approche particulière utilisée (rangement par paire) et le caractère pilote de cette étude plaident pour une extrême prudence dans l'interprétation des valeurs auxquelles elle conduit.

Certaines études fournissent à la fois des valeurs de CAP et de PM pour les mêmes symptômes - comme c'est le cas pour BERGER et al. (1987) pour les effets aigus ou HOLLAND et KING (1998) pour les effets chroniques - et présentent un intérêt particulier. En effet, lorsque l'on compare des études différentes qui évaluent des symptômes similaires, on ne peut être totalement sûr que la variable sanitaire est définie de la même façon. Pour ces deux études, on peut supposer que les auteurs ont cherché à définir le symptôme de la façon la plus proche possible, afin d'attribuer uniquement aux méthodes les éventuelles différences.

Tableau 2-1- Valeurs de CAP unitaire pour la morbidité aiguë (en dollars américains 1996).

<i>Etudes</i>	Desvousges et al. (1997) (léger-important)		Krupnick (1996)	Navrud (1998)	Ostro et Chestnut (1998)	Johnson et al. (1997) (léger-sévère)	Berger et al. ¹³ (1987)	Brucato et al. (1996)	Holland et King (1999)	Spadaro et al. (1998)	Sommer et al. (1999)	Diverses études	Rabl et al (1998)	Valeurs centrales ¹⁴
Variables sanitaires														
Pays	Canada		Pays de l'Est ^d	Norvège	USA	Estimation à partir de diverses études	USA	USA	Union européenne	France	Autriche, France, Suisse		France	
Toux	158	1202	6,3	15	12	26-47	76	6-13	9.5	5		3,5-16 ^c		15
Sinusite	105	501		30			27	8-32				8-23 ^a		25
Gorge irritée	105	501		15	12		45	8-32	9.5			3,5-16 ^c		15
Irritation oculaire	76	585		20		21	49	8-32	9.5					25
Fatigue	96	642			12		142	8-32						50
Nausée							48							48
Gêne poitrine	1059	1333	7,9		12			6-13	9.5				50	15
Migraine				27		24-42	109					3,5-16 ^c		35
Urgence					535			279						400
Bronchite aiguë				31	340					207*	168		150*	200
Insuffisance Respiratoire	158	1202		41		26-81								50
Hospitalisation pour cause cardiovasculaire					15437				9840	9900	10102		8845	10000
Hospitalisation pour cause respiratoire					14408				9840	9900	10102		6348	10000
Asthme			39	180 [§] 87 [#]	38			13-62	47		40	38 ^b 12-58 ^c	30	40

§ : pour les personnes asthmatiques # : pour les personnes non asthmatiques, * : enfants

^a : ALBERINI et al. (1997), Taiwan, ^b : PEARCE ET CROWARDS (1996), Royaume-Uni et ^c : MCCUBBIN et DELUCCHI (1999), USA.

^d Ces valeurs sont celles des études (américaines) originales sur lesquelles sont fondées les CAP, avant division par un facteur 12,5 dans l'étude pour tenir compte des différences de niveau de vie.

¹³ Cette étude fournit aussi des valeurs de PM pour les impacts sanitaires de morbidité aiguë (voir tableau 2-2).

¹⁴ L'étude de DESVOUGES et al. (1997) n'entre pas dans le calcul des valeurs centrales (cf. texte).

Tableau 2-2 Valeurs de PM unitaire pour la morbidité aiguë (en dollars américains 1996).

Études	Berger et al. ¹⁵ (1987)	Pearce et Crowards (1996)	Ecoplan (1996)	EPA (1998)	Krupnick et al.(1996)	Rabl (1996)	Rabl et al. (1997)	Zmirou et al. (1997)	Chanel et al. (1996)	Sommer et al. (1999)	Willinger et Masson (1996)	Ranson et Pope (1995)	Valeurs centrales
Variables sanitaires													
Pays	USA	Royaume-Uni	Suisse	USA	Pays de l'Est	France	France	France	France	Autriche, France, Suisse	France	USA	
Toux	12/j												12/j
Sinusite	7/j												7/j
Gorge irritée	14/j												14/j
Irritation oculaire	15/j						27		27		54		30/j
Fatigue	2/j												2/j
Nausée	3/j												3
Migraine	4						27		27		54		30
Urgence		558			238								370
Bronchite aiguë			42				116 [§]	50	116 [§]	32-50	74		80
Hosp. pour cause respiratoire		14773/cas	706 ¹⁶ /j	9000/cas	8263/cas	804/j	6438/cas	2348/cas	5882/cas	7050-10300/cas	888/j	4640-8896/cas	800/j 7000/cas
Hosp. pour cause cardio-vasculaire			706 ⁷ /j	10800/cas	8263/cas	804/j	8845/cas	2348/cas	8430/cas	6200-12600/cas	888/j	11381/cas	800/j 9000/cas
Asthme			0.47*	38.4			49		49	0.4-0.7*	75		50

* crise (utilisation d'un bronchodilatateur)

§ y compris 1 jour d'arrêt de travail.

¹⁵ Cette étude fournit aussi des valeurs de CAP pour les impacts sanitaires de morbidité aiguë (voir tableau 2-1).

¹⁶ Le calcul est le suivant : (2x96) + 514 par jour. Le nombre de jours est doublé pour les arrêts de travail, parce que les auteurs considèrent qu'une fois sorti de l'hôpital, une convalescence est nécessaire.

On remarque dans les deux tableaux précédents que l'approche qui comptabilise les coûts médicaux et les pertes de production fournit moins d'indicateurs sanitaires que la méthode d'évaluation contingente. Par conséquent, si l'on souhaite couvrir les principaux effets de morbidité aigus, comme la toux, la sinusite ou encore la gêne à la poitrine, il faut prendre les valeurs trouvées par plusieurs études, souvent hétérogènes et n'utilisant pas les mêmes échelles ; ce qui cause forcément des problèmes lors de l'utilisation (et le transfert) de ces données. De plus, comme nous l'avons déjà expliqué lors de la présentation des différentes méthodes d'estimation, cette approche conduit à une sous-estimation considérable des coûts sociaux puisqu'elle néglige les composantes des coûts non marchands (coûts des comportements de prévention, coûts immatériels). L'approche par les consentements à payer tient compte dans ses valeurs des coûts intangibles, tels que la douleur, l'inconfort, les aspects psychologiques, ce qui justifie en partie sa large utilisation dans un exercice d'évaluation monétaire.

En résumé, l'expérience prouve que les coûts sociaux de morbidité ne sont complètement évalués ni avec l'approche par les coûts de la maladie, ni avec l'approche par les CAP. Une piste intéressante consisterait à évaluer le total individuellement et socialement supporté des coûts de la maladie avec l'approche du coût des dommages, et d'employer le consentement à payer individuel pour les coûts intangibles. Toutefois, une telle combinaison pourrait conduire à un double comptage et à une surestimation des coûts de morbidité si le CAP contient également les coûts individuellement supportés de la maladie. La solution à ce problème consisterait à subdiviser le consentement à payer en composants simples (coûts intangibles, coûts de traitement, coûts des pertes de production, coûts de changements comportementaux) et à évaluer le consentement à payer pour les coûts intangibles séparément. Ce procédé permettrait de combiner les coûts de la maladie avec une évaluation du consentement à payer des coûts intangibles, mais il est très délicat à implémenter dans la pratique.

Au vu des résultats précédents, on peut constater que les valeurs de CAP sont supérieures à celles de PM, à l'exception des valeurs pour l'asthme et irritation oculaire. Le tableau ci-dessus montre le rapport entre les valeurs de CAP et de PM sur la base des valeurs moyennes, et sur la base des variables sanitaires valorisées au sein de la même étude par les deux méthodes. En général, un ratio CAP/PM de 2 à 3 est retenu dans la littérature (Rowe et al., 1995) lorsque l'on désire avoir un ordre de grandeur pour les CAP et qu'on ne possède que les coûts correspondants aux pertes monétaires.

Tableau 2-3 : Comparaison entre valeurs des CAP et des PM

Variables sanitaires	Rapport CAP/PM sur les valeurs centrales	Rapport CAP/PM au sein de la même étude (Berger et al., 1987)
Toux	1,3	6,3
Sinusite	3,6	4
Gorge irritée	1	3,1
Irritation oculaire	0,8	3,3
Fatigue	25	71
Nausée	16	16
Migraine	1,25	27
Hosp. Card.	1,1	-
Hosp. Resp.	1,4	-
Asthme	0,8	-
Bronchite aiguë	2,5	-
Urgence	1,1	-

On constate qu'estimer l'impact d'une variation de la morbidité au moyen de la méthode des coûts marchands peut conduire à une sous-estimation de la valeur sociale de ces indicateurs, celle-ci pouvant varier de 1 à 4 environ.

Certaines études n'effectuent pas d'évaluation spécifique mais fournissent des valeurs de CAP intéressantes. En effet, il faut les distinguer clairement des valeurs de CAP présentées précédemment puisqu'elles représentent un CAP pour éviter un épisode de symptômes. La durée de l'épisode varie parmi les études retenues, de 1 jour à 14 jours de symptôme. Certes, cela complique la comparaison directe des valeurs présentées, mais cela possède l'avantage de fournir une information qui peut être précieuse, notamment lors de la mise en perspective des résultats dans une analyse coûts-bénéfices.

Tableau 2-4 : Evaluation de quelques effets sanitaires

Autres variables sanitaires	Valeurs moyennes de CAP			
Rozan et Willinger (1999) CAP pour une baisse de 30% de l'occurrence de symptômes courants (mal de tête, irritation oculaire, gorge irritée,...)	19 ¹		28 ²	
Halvorsen (1996) CAP pour une réduction du risque de tomber malade (asthme, bronchite, ...)	45 ³		186 ⁴	
Alberini et Krupnick (1998) CAP pour éviter un épisode de 4 jours de symptômes respiratoires aigus	45			
Navrud (1998) CAP pour éviter un épisode de toux+sinusite+gorge irritée CAP pour éviter un épisode d'asthme	57 ⁵		172 ⁶	
	180 ⁷	87 ⁸	275 ⁹	260 ¹⁰

- 1 : valeur non-contextuelle (aucune information sur l'origine des symptômes n'est fournie aux personnes interrogées)
- 2 : valeur contextuelle (une information sur l'origine des symptômes est fournie aux personnes interrogées : pollution atmosphérique)
- 3 : CAP résultant d'une évaluation séquentielle avec d'autres biens.
- 4 : CAP résultant d'une évaluation simultanée avec d'autres biens.
- 5 : épisode supplémentaire d'un jour par an
- 6 : épisode supplémentaire de 14 jours par an
- 7 : valeur pour un épisode supplémentaire d'un jour par an, pour une personne asthmatique
- 8 : valeur pour un épisode supplémentaire d'un jour par an, pour une personne non-asthmatique
- 9 : valeur pour un épisode supplémentaire de 14 jours par an, pour une personne asthmatique
- 10 : valeur pour un épisode supplémentaire de 14 jours par an, pour une personne non-asthmatique

2332 Effets chroniques

L'estimation des coûts de la morbidité par une approche de type «consentement à payer» (ou «prix marchands») doit être établie sur des CAP (ou des PM) spécifiques pour les impacts sanitaires considérés. Généralement, les indicateurs prennent en compte les effets de long terme associés à la bronchite chronique, aux jours d'activité restreinte associés à la morbidité de long terme, et beaucoup plus rarement, aux cancers. Nous constatons donc que la morbidité de long terme n'est que très partiellement prise en compte, point sur lequel nous reviendrons dans la partie consacrée aux incertitudes.

Le tableau suivant récapitule les différentes valeurs retenues à partir de la revue de la littérature pour les deux méthodes.

Tableau 2-5 Valeurs de CAP et de PM par épisode pour la morbidité chronique
(en dollars américains 1996).

Variables sanitaires	Pays	Bronchite chronique	Jours d'activité réduite	Cancer
Etudes	Consentements à payer			
Pearce et Crowards (1996)	Royaume-Uni	221'606	76	
Sommer et al. (1999)	Europe	268'287	121	
Ostro et al. (1998)	USA	226'415	64	
Holland et King (1998)	Union européenne	132'000	94	
Brucato et al. (1990)		19'000-50-000	33.2	
Spadaro et al. (1998)	France	157 – 207/jour	94	3'900'000
McCubbin et Delucchi (1999)	USA			600'000 – 2'300'000
Viscusi et al. (1991)	USA	616'950		
Valeurs centrales		150'000	80	3'000'000
Prix marchands				
ExternE (1995)	Union européenne			30'000 (poumon)
Krupnick et al. (1996)	USA	175/épisode		
Ecoplan (1996)	Suisse	188/épisode	96	
McCubbin et al. (1999)	USA			
Rabl (1996), Rabl et al. (1998), Willinger et Masson (1996)	France		106	
EPA (1996)	USA		45.6	
Sommer et al. (1999)	Europe	4'237/en 15ans		
Chanel et al. (1996)	France	87'800/vie entière	78	
Zmirou et al. (1997)	France		90 - 280	
Valeurs centrales		200/épisode	100	30'000

On remarque clairement que les valeurs de CAP sont supérieures à celles des PM pour les cancers (rapport de 1 à 10), alors qu'il est difficilement comparable pour les bronchites chroniques (de 1 à 2 pour une bronchite chronique vie entière). À l'inverse, les valeurs pour les jours d'activité réduite sont très proches. Ceci s'explique par le fait que les valeurs élevées de CAP liées à la bronchite chronique concernent une pathologie de long terme qui est souvent accompagnée par une très forte réduction du bien-être, qui nécessite généralement des séjours hospitaliers et qui dans certaines circonstances, peut conduire au décès. Elle est donc susceptible d'induire plus d'appréhension et de peurs de la part des individus.

234 Conclusion

Quelle que soit la méthode utilisée, il est préférable d'utiliser les valeurs monétaires spécifiques au pays, compte tenu des fortes disparités pouvant exister entre les systèmes de soins et le niveau de vie. Ainsi, en France, 75% des coûts marchands de la maladie reposent sur le système de santé collectif, et les 25% restant sont généralement couverts par une assurance santé complémentaire. Le coût privé marchand d'un épisode morbide est alors faible, voire nulle, l'essentiel du coût marchand se répartissant sur un coût social collectif. Le coût privé individuel est alors essentiellement composé de coûts intangibles reflétant la douleur, la peine, l'appréhension de la maladie, les coûts de déplacement induits, l'impossibilité de pratiquer des activités de loisir, etc.

24 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES DES ARTICLES NON FICHES¹⁷

- Arrow K., Solow R., Portney P.R., Leaner E.E., Radner R. et Schuman H. (1993), Report Of The NOAA Panel On Contingent Valuation, *Federal Register*, Vol 58, n°10 ,p 4601-14.
- Chilton S., J. Covey, L. Hopkins, M. Jones-Lee, G. Loomes, N. Pidgeon et A. Spencer (1998), New research results on the valuation of preventing fatal road accident casualties - in Road Accidents Great Britain 1997, The Casualty report, the Stationnery Office, London.
- COST313 (1994), European Cooperation in the Field of Scientific and Technic Research, Socio Economic Costs of Road Accidents, rapport final, Luxembourg.
- Duriez M., P.-J. Lancry, D. Lequet-Slama et S. Sandier (1999), Le système de santé en France - Collection Que sais-je n°3066, Presses Universitaires de France.
- Fischhoff B. (1989), Risk : a guide to controversy - in Improving Risk Communication, Appendix C, National Research Council Committee, Washington DC, National Academy Press, 1989, 211-319.
- Gollier C. et J.-C. Rochet (1998), Discounting an uncertain future - CES Working Paper Series 168, Center for Economic Studies: Munich.
- Hausman J. A. (1993), Contingent Valuation : A Critical Assessment, *Contribution to Economic Analysis*, vol. 220, édité par J. A. Hausman.
- Jones-Lee M.W. (1994), Safety and the saving of life : The economics of safety and physical risk - in Cost-benefit Analysis, R. Layard & S. Glaister Eds, Cambridge University Press.
- Krupnick A.J., A. Alberini, M. Cropper, N. Simon, B. O'Brien, R. Goeree et M. Heintzelman (2000), What are older people willing to pay to reduce their risk of dying ? - Resources for the Future (www.rff.org), Washington DC, papier présenté dans la session AERE du colloque ASSA, Boston, Mass., 7 janvier 2000.
- Künzli N. Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Oberfeld G., et Horak F. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air pollution : an impact assessment project of Austria, France and Switzerland - WHO Technical report TEH06.
- Künzli N. Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Chanel O., Herry M., Horak F., Puybonnieux-Texier V., Quenel P., Schneider J., Seethaler R., Vergnaud J.-C. and Sommer H. (2000), Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution : a European assessment, *Lancet*, 356:795-801, Sept. 2nd.
- Landefeld J.S. et E.P. Seskin (1982), The economic value of life : linking theory and practice - *American Journal of Public Health*, 72, 555-66.
- Mitchell R.C. et Carson R.T. (1989), Using survey to valuate public goods : the contingent valuation method, *Resources for the Future*, John Hopkins University Press.
- Morrall J.F. (1986), A review of the record - *Regulation*, 10, November/December, 25-34.
- Pidgeon N. et J. Beattie (1997), The psychology of risk and uncertainty – in *Handbook of Environmental Risk Assessment and Management*, Calow P. ed., Oxford, Blackwell Science, 289-318.
- Rabl A. (1996), Discounting of long-term costs : What would future generations prefer us to do ? - *Ecological Economics* 17, 137-45.
- Rabl A. (1999), Les bénéfices sanitaires d'une amélioration de la qualité de l'air en Ile-de-France - *Pollution Atmosphérique*, vol 161, janvier-mars, 83-94.9
- Rowe R., C Lang, L. Chestnut, D. Latimer, D Rae, S. Bernow et D. White (1995), *The New-York Electricity Externality Study*, Oceana Publications, NY

¹⁷ Pour les références fichées (en majuscules dans le texte), se reporter à la bibliographie à la fin du tome 1.

PARTIE 3

EVALUATION DES EFFETS DE LA POLLUTION DE L'AIR

La revue de la littérature effectuée nous a permis de collecter environ 80 études portant sur l'évaluation monétaire des effets de la pollution atmosphérique. Toutefois, il s'est avéré extrêmement difficile d'obtenir des résultats comparables entre les études, du fait que les indicateurs de pollution étudiés, les variations associées, les types d'effet, les méthodes, les pays étudiés, les choix méthodologiques ne permettent que très rarement d'établir des comparaisons entre études. Le Tableau 3-0 reprend les principales différences méthodologiques pouvant exister entre les études et susceptibles d'expliquer les écarts observés dans les évaluations monétaires.

Tableau 3-0 Sources de différences méthodologiques entre les études

Critères	Différences majeures
Années	Les niveaux de pollution ont fortement évolué entre 1967 et 2000
Pays	Différents pays : PVD- Pays de l'Est / USA / Europe (L'Europe du Nord est très sensibilisée aux problèmes d'environnement)
Polluants	Tous polluants, polluants automobiles, diverses mesures des particules(TSP, PM2.5, PML10 ; PM13,...), SO ₂ , pollution acide, O ₃ , NO _x , COVNM,...
Expressions utilisées pour la variation	X% de réduction, réduction ou suppression, nombre de jours au dessus (ou en dessous) d'un niveau donné, description visuelle à partir de photos, respect d'une norme, expression pour 1 µg/m ³ , variation d'un écart-type , etc.
Approches	Directe vs. construite/scientifique
Effets mesurés	Mortalité (CT et/ou LT), Morbidité (CT et/ou LT), bâtiments, cultures, visibilité, effets sanitaires, tous les effets,...
Méthodes	MEC (CAP, CAR), MDP, MPH, MPM (MPP, MCM)

Nous avons grossièrement distingué deux catégories d'études.

La première concerne environ 70 études et porte sur l'évaluation en référence aux expositions (de l'évaluation d'un type d'effet associé à un polluant jusqu'à l'ensemble de la pollution et l'ensemble des effets). Nous retrouverons la distinction effectuée précédemment entre les approches directe et construite.

La seconde ne concerne que quelques études, et porte sur le coût marginal d'un trajet supplémentaire, exprimé en coût par kg émis ou par km/véhicule parcouru. Elle concerne principalement les émissions de particules et utilise exclusivement une approche construite, et s'avère la plus opérationnelle en terme de décision publique.

31 EVALUATIONS EN REFERENCE AUX EXPOSITIONS

Nous avons trouvé 70 études environ portant sur une évaluation des effets de la pollution atmosphérique, depuis l'évaluation d'un type d'effet associé à un polluant (effet sur les matériaux, la mortalité ou la morbidité), jusqu'aux études portant sur l'ensemble de la pollution atmosphérique et l'ensemble des effets. Là encore, diverses méthodes d'évaluation sont utilisées dans le cadre des deux types d'approche évoquées précédemment : directe et construite.

Les premières évaluent l'effet de la pollution atmosphérique (ou d'un de ses indicateurs) au moyen des préférences révélées ou observées, sans précision de ce que seraient les effets sanitaires (ou autres).

Les secondes se situent dans une approche construite, généralement de type «impact pathway», dans laquelle on part des émissions (ou des concentrations moyennes) pour étudier les impacts quantifiés d'une variation du niveau de pollution, avant d'attribuer des valeurs monétaires individuelles au nombre de cas attribuables. Les évaluations monétaires peuvent reposer sur des calculs effectués au sein même de l'étude, ou être issues de travaux antérieurs.

311 Les méthodes directes.

Il est difficile d'obtenir des résultats comparables entre les études, tant des différences existent (cf. Tableau 3-0). Des choix méthodologiques peuvent également expliquer de substantielles différences entre des évaluations apparemment proches. Nous adoptons une présentation par méthodologie.

3111 Méthode des Prix Hédonistiques

D'une façon générale, on constate que les méthodes qui ont été privilégiées à la fin des années 60 et jusqu'au milieu des années 80, furent essentiellement fondées sur les préférences observées sur la base des variations de prix des logements (et exceptionnellement, sur celle des salaires). La méthode hédonistique est ainsi utilisée pour déterminer le prix implicite (ou la prime) associée à une amélioration de la qualité de l'air en général, sans précision sur ce que recouvre cette amélioration. Selon les études, la pollution est associée à un indicateur en particulier, ou représente au contraire la pollution en général. Cette prime est ensuite annualisée et ramenée à un CAP par individu et par an.

Toutes les études portent sur la population américaine, et nécessitent la connaissance du nombre d'individus par ménage, puisque le différentiel de prix est calculé sur le prix de vente (ou le loyer) d'une habitation. On remarque ainsi qu'entre la première étude MPH de notre base (1967) et la dernière (1994), le nombre moyen d'individus est passé de 3,33 à 2,8 personnes par foyer.

Trois études portent sur une variation de la **pollution atmosphérique dans son ensemble**. BROOKSHIRE et al. (1981, 1982) étudie l'impact d'une variation de la pollution de l'air de 25% à 30%. Avec un taux d'actualisation à 9,5%, il obtient des valeurs comprises entre 439 et 609 dollars par hab/an. HOEHN et al. (1984), dans une analyse incluant les différentiels des prix des logements et les différentiels de salaire, aboutit pour une variation du

niveau de pollution de 10%, à une valorisation de 32,5 \$ par hab/an, tous effets confondus sauf la visibilité.

Quelques études portent sur une variation de la pollution associée à **un indicateur de type particulaire** (TSP ou Particules), mesuré objectivement par un réseau de mesure selon le lieu de résidence. NELSON (1978), DIAMOND (1980) et PALMQUIST (1984) ont valorisé le CAP pour une variation de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nelson (1978) aboutit à une variation de 230 à 280 \$ sur le prix de vente d'un logement, alors que DIAMOND (1980) obtient 24 \$/an/personne (annualisation à 9,05% par an) et PALMQUIST (1984) une fourchette entre 1,05 et 8,55 \$/an/pers selon les villes (actualisation à 7,71 % par an).

MARK (1980) étudie le CAP pour une diminution des émissions d'une tonne par miles² et par an (soit 5% de réduction), et obtient une valeur comprise entre 3,33 et 4,16 \$ selon la forme fonctionnelle utilisée (annualisation au taux de 9,05 % par an). SMITH (1978) aboutit, pour une variation de la concentration moyenne de 10%, à un CAP de 49,06 \$ (annualisation au taux de 7,71% par an). BAYLESS (1982), enfin, étudie le CAP pour une réduction d'un écart type (soit $27,6 \mu\text{g}/\text{m}^3/24\text{h}$) du niveau moyen, et le CAR pour une augmentation d'un écart type pour trois professions (professeur assistant, associé, et en titre). L'estimation d'une fonction hédonistique de salaire conduit à un CAP compris entre 640 et 1'300 \$/an/personne, et un CAR compris entre 845 et 1'693. En moyenne, le CAR est 30% plus élevé que le CAP.

Deux études portent spécifiquement sur **l'ozone**. SONSTELIE et PORTNEY (1980) évalue à 18,25 \$/an/pers le CAP pour bénéficier d'une journée en moins avec une concentration $> 10\text{ppm}$ (actualisation à 9%). BRUCATO et al. (1990) évalue le CAP pour une réduction de 10% du niveau d'ozone, par deux méthodes, MPH et MPM. Sur la base du prix des logements, et avec une annualisation à 9,5%, ils obtiennent une valeur de 28,82\$/an/pers, qui comprend l'ensemble des effets associés (dont la mortalité). L'approche par les pertes monétaires agrège les effets autre que la mortalité (morbidité, cultures, matériaux) par une approche bottom-up, et aboutit à une fourchette comprise entre 1,24–12 \$/an/pers.

RIDKER et HENNING (1967), l'étude la plus ancienne, porte sur une réduction des niveaux de **sulfates**. Elle conduit à une estimation, tous effets confondus, de 26\$/an/pers, avec une actualisation annuelle de 6,16%.

HARRISON et RUBINFELD (1978) s'intéresse aux bénéfices associés à une mesure de contrôle des émissions automobiles (**NO_x**). En fonction des niveaux de revenus et des niveaux d'exposition de la population, il aboutit à des estimations, tous dommages confondus, entre 123 et 216 \$/an/hab, comprenant les effets associés au lieu de travail et au lieu de résidence.

3112 Méthode des Dépenses de Protection

Cette méthode a été peu utilisée, puisque 4 études seulement l'ont employé et portent toutes sur la morbidité non chronique. CROPPER (1981) étudie la réduction des dépenses (sanitaires et pertes de revenu) qui résulteraient d'une réduction de 10% du niveau de SO₂, et obtient une valeur de 20 \$/an/hab. En utilisant la méthode des pertes monétaires, notons qu'elle n'obtient que la moitié, soit 10\$/an/hab.

DICKIE et GERKING (1991a) étudient les dépenses de protection évitées si les niveaux ambiants d'ozone étaient ramenés aux niveaux standards (concentration/jour <12 pphm) en considérant d'abord les autres polluants comme fixes, puis en considérant qu'ils seraient accompagnés de réductions de CO et de NO₂. Les résultats sont respectivement compris entre 13 à 31\$/an/pers (selon que les individus souffrent de symptômes associés ou non, et selon leur lieu de résidence), et 34–59 \$/an/pers.

Enfin, une étude large et complète, a été effectuée par SHECHTER et KIM (1991) dans la ville de Haïfa, en Israël, et visait à comparer les évaluations monétaires associées à une amélioration (dégradation) de 50 % de la qualité de l'air mesuré par les particules et le SO₂. Plusieurs méthodes d'évaluation furent utilisées, dont la MDP. Celle-ci, qui comprenait outre les consultations médicales et les admissions hospitalières, le montant de la taxe municipale dépendant du lieu de résidence, conduit à une valorisation correspondant à une amélioration (CAP compensateur) comprise entre 1,03-3,5/pers/an selon la méthode, et comprise entre 26,2-37,6\$/an/pers pour éviter une dégradation (CAP équivalent), soit un rapport de 8 à 30. Notons que la MEC conduit à une valeur proche de 11,5 \$/an/pers dans les deux cas. SHECHTER (1991), se fondant sur la même étude, obtient une valeur de 26,8 \$/an/pers pour la MDP (fondée sur la probabilité de consulter un médecin), contre environ 20 \$/an/pers pour la MEC.

3113 Méthode d'Evaluation Contingente

Une dizaine d'études portent sur une approche directe et une évaluation monétaire effectuée au moyen d'une méthode d'évaluation contingente.

Deux concernent le CAP pour une réduction de 50% de la pollution associée au trafic automobile. BELHAJ (1996) étudie le CAP des habitants de deux villes marocaines (Rabat et Salé) et obtient une valeur de 16-17 \$/an/pers, et STRAND (1985) obtient une valeur comprise entre 127 et 144 \$/an/pers sur un échantillon de la population norvégienne, concernant le CAP pour l'adoption d'un pot catalytique. Notons que le contexte de cette dernière étude était favorable du point de vue de la conscience environnementale, suite à l'approbation par le gouvernement norvégien de la nécessité des pots catalytiques en février 1984.

Cinq études concernent la réduction de la pollution atmosphérique dans son ensemble. BROOKSHIRE et al. (1982) et HYLAND et al. (1983) se servent de supports photographiques pour exprimer les scénarii proposés en terme de variation de pollution (représentée par la visibilité). Les premiers obtiennent aux USA, pour un passage de faible à moyen (soit une amélioration de 30%) 150 \$/an/pers, et 209 \$/an/pers pour un passage de moyen à bon. HYLAND et al. (1983), en Norvège, obtiennent à partir de la présentation de photographies associées à 3 niveaux de pollution, une valeur moyenne de 260 à 342 \$/an/pers.

McCLELLAND et al. (1993) évaluent le CAP pour la réduction de 25 jours de faible visibilité au profit d'une augmentation de 25 jours de bonne visibilité (le nombre de jours de visibilité moyenne étant maintenu). Traitant les biais de sélection de façon statistique, la valeur moyenne s'établit à 117 \$/an/pers, dont environ 50% pour les effets sanitaires, 20% pour les dégradations aux bâtiments, 20% pour les dégradations aux cultures et le reste (11%) pour les autres effets.

CARLSSON et al. (2000) évaluent le CAP des suédois pour une diminution de 50% des substances nocives dans leurs lieux de résidence et de travail à environ 250 \$/an/pers. Les auteurs interprètent ce chiffre comme étant certainement supérieur aux seuls bénéfices sanitaires, mais sûrement inférieur à l'ensemble des bénéfices associés à la diminution proposée.

Enfin, RHAMATIAN (1987) à partir de variations subjectives supportées par 5 photos représentant divers niveaux de visibilité dans le Grand Canyon, évalue le CAP pour une réduction de la PA globale à 3,2 \$/an/pers.

Deux études portent sur une réduction d'indicateurs de pollution spécifiques. LOEHMAN et al. (1994) estiment les CAP pour éviter une dégradation / pour obtenir une amélioration (portant sur le CO, l'ozone et les particules) pour diverses durées dans le mois (de 1 à 30 jours), et selon un indicateur de pollution et une représentation par modification de la visibilité. On observe que les personnes interviewées sont en moyenne prêtes à payer 200 \$/an/pers (à peu près également répartis entre santé et visibilité) pour obtenir une amélioration, et le double (avec un poids plus fort accordé à la santé) pour éviter une dégradation.

JOHANSSON et KRISTRÖM (1988) évaluent les CAP individuels et collectifs à payer pour une suppression des émissions de soufre en Suède. Le premier s'élève à 480 \$/an/pers et le second, qui passerait par la perte d'emplois associés aux secteurs polluants, s'élève à 267 \$/an/pers. Notons toutefois que la Suède est un pays où la pollution atmosphérique est considérée comme l'une des menaces les plus sérieuses sur la santé humaine et l'environnement en général.

Enfin, 2 études portent spécifiquement sur les effets non sanitaires, à savoir la visibilité et les matériaux. GROSCLAUDE et al. (1994), pour l'agglomération de Neufchâtel, estiment le CAP des habitants pour supprimer la pollution atmosphérique d'origine automobile afin de préserver les monuments historiques à environ 40 \$/an/hab. ROWE et al. (1980), dans une étude portant sur une amélioration de la visibilité dans le Grand Canyon, évaluent sur la base de photographies, le CAP pour améliorer la visibilité de l'état « pire » à l'état « meilleur » à 46 \$/an/pers pour les visiteurs, et à 75 \$/an/pers pour les résidents (notons que le CAR pour accepter une dégradation est environ 11 fois plus élevé).

312 Approche construite

Dans ce type d'approche, on utilise des fonctions exposition-réponse pour déterminer le nombre de cas attribuables à la pollution atmosphérique (ou un de ses indicateurs). Les valeurs monétaires associées à chaque occurrence proviennent alors de MPM, de MEC ou d'une combinaison des deux selon les indicateurs sanitaires.

3121 Etudes fondées uniquement sur la Méthode des Pertes Marchandes

Un nombre important d'études a recours à la méthode des pertes monétaires pour valoriser les effets sanitaires de la pollution atmosphérique, certaines – comme nous le verrons ultérieurement – en la combinant avec la MEC pour prendre en compte la valorisation

de la vie humaine. Compte tenu du poids important des aspects chroniques (ou de long terme), il convient de distinguer celles qui les ont intégrés dans l'analyse des autres.

TROIS d'entre elles traitent de la mortalité chronique. MENDELSON (1980) traite de l'ensemble des effets (sanitaires, matériaux, visibilité, végétation) associés à une réduction de la pollution atmosphérique liée à la dépollution d'une centrale thermique à charbon, et aboutit à une valeur comprise entre 15,6 et 120 millions de \$. Malheureusement, nous ne disposons pas de la population concernée (en fait, celle résidant dans un rayon de 500 miles, compte tenu des modèles de dispersion utilisés). RANSON et POPE (1995) étudient les coûts sanitaires externes associés aux particules émises par une aciérie, et aboutissent à une fourchette comprise entre 215 et 2'701 \$/pers/an, sur une population concernée de 233'000.

Enfin, une étude porte sur les coûts sanitaires associés aux particules émises par les transports routiers (SOMMER et al., 1999) en l'Autriche, France et Suisse. Elle aboutit à une valorisation moyenne pondérée pour ces trois pays de 60,6\$/pers/an.

Certaines valorisent les effets sanitaires de court terme seulement. Ainsi, WILLINGER et MASSON (1996) valorisent les effets associés à la variation de la concentration de divers indicateurs du niveau P5 au niveau P50, sur la population d'Ile de France. Ils varient de 6,76\$/an/pers pour le NO₂ à 28,3 \$/an/pers pour l'indicateur Fumées Noires. PEARCE (1996) évalue le bénéfice sanitaire à attendre de la suppression des particules en Chine (65,5\$/an/pers) et des particules, des No_x et du plomb à Jakarta (31,4 \$/an/pers).

Deux études ne valorisent que la mortalité de court terme. HARRISON et RUBINFELD (1978) valorisent les bénéfices en terme de mortalité associés à une mesure de contrôle des émissions automobiles (NO_x). En fonction de l'élasticité revenu, les valeurs sont comprises dans la fourchette 2,6-33,8 \$/pers/an. LIU (1979), sur la base de 68 millions d'américains habitant dans les zones urbaines, évalue les coûts associés à la mortalité et à l'exposition aux particules et SO₂. En retenant, pour chacune des 40 unités urbaines étudiées, le maximum de ces deux coûts, il aboutit à une fourchette moyenne comprise entre 79 et 115 \$/an/hab.

DICKIE et GERKING (1991b) valorisent **les effets morbides de court et de long terme** associés à une réduction des niveaux d'ozone aux standards respectifs de 12 ppm, et 9ppm. Ils obtiennent respectivement une fourchette de 59-212 \$/an/hab et 36-160 \$/an/hab.

Plus nombreuses sont les études cherchant à évaluer les **effets morbides de court terme**. Ainsi, SOUDAN (1992) les évalue entre 6,5 et 7,8 \$/hiver/pers pour la ville de Grenoble, alors que DELORAINE et al. (1995) et ZMIROU et al. (1997) les évaluent entre 19 et 20 \$/an/hab pour les agglomérations de Chambéry Grenoble et Lyon. Comme nous l'avons déjà vu, CROPPER (1981) étudie les dépenses (sanitaires et pertes de revenu) qui résulteraient d'une réduction de 10% du niveau de SO₂, et obtient une valeur de 10 \$/an/hab (contre 20\$ avec la MDP). JENSEN-CASTANEDA (1981) évaluent l'effet sanitaire de la suppression du SO₂ au Mexique (avec une approche assez frustrée qui consiste à attribuer 50% des effets sanitaires à cet indicateur) à 1,2 \$/an/hab. Notons que cette faible valeur tient largement aux différences de niveau de vie entre le Mexique et les pays industrialisés.

SHECHTER (1991), dans une enquête menée en Israël, évalue à 55,2 \$/an/pers la somme qui serait épargnée si le niveau de la pollution atmosphérique (mesurée par les particules et le SO₂), était divisé par deux. Il s'agit, compte tenu du système de santé fortement collectivisé, d'un coût plus social qu'individuel. Notons également qu'il est environ 2,5 fois plus élevé que celui résultant de l'enquête d'évaluation contingente menée dans le même cadre.

LESCURE et al. (1997) étudient pour leur part le coût d'un pic de pollution d'une journée par les NO_x (+455% par rapport au niveau moyen annuel de pollution) dans la région parisienne. Prenant en compte la morbidité (ambulatoire et hospitalière pour l'asthme, ambulatoire pour la migraine), ils évaluent le coût (principalement social compte tenu du système de santé) à 0,018\$/pic/pers.

Enfin, cinq études s'attachent à l'évaluation monétaire des effets de certains polluants sur les **matériaux**.

ECOTEC (1986) évalue les effets d'une baisse de 30% du SO₂ à environ 104 \$/an/pers (moyenne pondérée de quatre sites anglais et allemands, en fait entre 40 \$ pour Cologne et 180 \$ pour Birmingham), correspondant à la valeur actualisée (au taux de 5%) des bénéfices attendus sur 30 ans des coûts de réparation et de maintenance. Ce chiffre est calculé par la différence entre le coût lié au cycle normal de maintenance et celui associé au cycle rallongé suite à la baisse de la pollution.

HORST (1990) évalue les effets d'une réduction de la concentration de NO₂ sur les surfaces en bois peintes entre 0 et 9\$/an/pers, comprenant les dépenses de ravalement supplémentaire et le temps passé à le faire.

GLOMSROD (1990) évalue en Norvège, les bénéfices associés à la suppression du SO₂ à 18,2 \$/an/pers (dont 12,6 \$/an/pers de coûts directs et le reste résultant d'une allocation inefficace des ressources). GLOMSROD et al. (1996) refont le même type de calcul sur les émissions de SO₂ et la pollution acide, alors que le niveau des émissions de SO₂ a chuté de 60% depuis l'étude précédente. Ils obtiennent un coût de 10,5 \$/an/pers (dont 7,1 \$/an/pers de coûts directs), en utilisant un taux d'actualisation annuel de 7%.

Enfin, FALLY et al. (1996) évaluent à environ 20 \$/an/pers le coût de la pollution acide sur les bâtiments à Bruxelles.

3122 Etudes combinant la MPM et la MEC

Un certain nombre d'études combinent la MPM pour prendre en compte la morbidité, et la MEC pour tenir compte de la mortalité et/ou des coûts intangibles. Il convient de distinguer, parmi elles, celles qui évaluent la mortalité de long terme de celles qui ne l'évaluent pas, dans la mesure où les coûts de long terme représentent généralement 70 à 90% des coûts sanitaires.

L'étude EPA (1996) évalue les **effets sanitaires de court et de long terme**, ainsi que les effets sur les matériaux, les cultures et la visibilité, qui auraient pu être observés sur la période 1970-1990 si les normes du Clean Air Act avaient été respectées pour chacun des

indicateurs de pollution (soit de -30% pour les NO_x à -99% pour le plomb). Ils s'élèvent à 8'160 milliards de dollars (soit environ 1'630 \$/an/hab, ordre indicatif calculé par nos soins).

KRUPNICK et HARRISON (1996) évaluent les bénéfices sanitaires aigus et chroniques à attendre du respect des normes de l'Union Européenne concernant les TSP, le SO₂ et le plomb, dans quatre pays de l'Est. Selon les pays, et selon le facteur de correction utilisé pour adapter la VED au niveau de vie des pays considérés, ils obtiennent une valeur comprise entre 161 et 423 \$/an/pers. PEARCE et CROWARDS (1996) évaluent les bénéfices sanitaires à attendre de la suppression des PM10 au Royaume-Uni entre 476 et 860 \$/an/pers.

ECOPLAN (1996) évalue les coûts sanitaires de court et de long terme associés aux particules émises par les transports routiers en Suisse, et aboutit à une valorisation moyenne de 203 \$/pers/an.

McCUBBIN et DELUCCHI (1996) évaluent les effets sanitaires de long et court terme de la pollution atmosphérique d'origine automobile (PM et O₃) pour la région de Los Angeles, entre 8,8 et 99 milliards de dollars (soit entre 880 et 9'900 \$/an/pers si l'on suppose une population d'environ 10 millions d'habitants). Les valeurs sont relativement élevées, car les auteurs retiennent un nombre de cas de mortalité attribuable dans la fourchette haute de la littérature, une valeur de la vie plus élevée, et du fait que la part du trafic routier dans les émissions est plus importante dans la région de Los Angeles que pour d'autres zones géographiques.

OLSTHOORN et al. (1999) évaluent les bénéfices à attendre, au niveau de la population urbaine de l'Union européenne, de la diminution des émissions moyennes de divers polluants, en matière de mortalité de long terme, de morbidité et d'effets sur les matériaux. Ils s'élèvent respectivement à 0,738-32,9 \$/an/pers (diminution de 10% des émissions de SO₂), 3,54-51,3 \$/an/pers (diminution de 8% des émissions de NO_x) et 43-445 \$/an/pers (diminution de 50% des émissions de PM10).

Quatre autres études évaluent les **bénéfices associés à la mortalité de long terme**.

UK HEALTH (1999) évalue l'effet sanitaire (mortalité de long terme et morbidité de court terme) d'une réduction de 1 µg/m³ de la concentration en trois polluants sur la population urbaine du Royaume-Uni. Compte tenu des diverses hypothèses effectuées par les auteurs, les fourchettes des intervalles sont relativement larges. Pour l'ozone, elle s'élève entre 0,009 et 8,63 \$/été/pers, pour le SO₂ entre 0,02 et 16 \$/an/pers et pour les PM10 entre 0,036 et 20\$/an/pers

CHESTNUT (1995) évalue les bénéfices en terme de mortalité et de morbidité de long terme qui résulteraient de la diminution des émissions de SO₂ (précurseur des aérosols tels le SO₄ et les particules) prévue dans l'Acid Rain Programm de 1990, dans 31 Etats de l'Est américain (170 millions d'individus). Ils s'élèvent à 60 \$/an/pers en 1997, et à 206 \$/an/pers en 2010.

OSTRO et CHESTNUT (1998) évaluent les bénéfices en terme de mortalité de long terme et de morbidité de court terme qui résulteraient du respect de la concentration annuelle moyenne en PM_{2.5} de 15µg/m³ aux Etats-Unis entre 59 et 228 \$/an/pers.

CHANEL et al. (1996) et RABL (1996), dans le cadre d'une évaluation menée sur l'île de France sur la base des données Erpurs, opèrent une évaluation de la mortalité de long terme pour les particules (en transposant les résultats nord-américains). Les premiers obtiennent une évaluation de 681 \$/an/pers pour une diminution de la concentration annuelle moyenne jusqu'au niveau P5 (soit une variation de $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$, correspondant à une réduction de 65%), et le second 61 \$/an/pers pour une diminution de 10% de la concentration annuelle.

Se fondant également sur les seuls effets de court terme pour divers polluants, et pour les mêmes variations, ils obtiennent respectivement 91 et 2,7 \$/an/pers pour le NO₂, 122 et 0,54 \$/an/pers pour l'O₃, 274 et 1,9 \$/an/pers pour les PM₁₀ et 140 et 1,63 \$/an/pers pour le SO₂.

HALL et al. (1989) et HALL (1996) ont également évalué les bénéfices sanitaires (mortalité et morbidité) de court terme à attendre du respect des standards fédéraux (et californiens, plus stricts) en matière de PM₁₀ et d'O₃, dans la région de San Francisco. Ils obtiennent respectivement 909 (standards fédéraux) et 1'383 (standards californiens) \$/an/pers en 1989, et 472 (standards californiens) \$/an/pers en 1996. Il faut noter que, si les niveaux de pollution ont baissé entre les deux études, les standards ont également été abaissés.

Enfin, BARRON et al. (1995) ont mené à Hong Kong une étude visant à mesurer les bénéfices sanitaires en terme de morbidité respiratoire, à attendre d'une réduction des niveaux de TSP et de SO₂ suite à la suppression en 1990 de combustibles soufrés. Ils s'élèvent entre 0,07 et 0,74 \$/an/pers.

3123 Etudes fondées uniquement sur MEC

Dans le cadre du programme ExterneE, l'Union Européenne a mené deux études visant à quantifier, grâce à la méthodologie «impact pathway», les effets du respect de normes d'émissions de COV non méthaniques et de pollutions acides. Ainsi, HOLLAND et KING (1998) aboutissent à une valorisation de **l'ensemble des effets**, comprise entre 33 et 68 \$/an/pers, les plus importants étant associés à la santé et aux pertes agricoles. HOLLAND et KING (1999) arrivent à une évaluation comprise entre 35 et 48 \$/an/pers pour l'ozone seul, et 48 et 116 \$/an/pers pour l'ozone, l'acidification et l'eutrophisation.

Trois études évaluent les **effets sanitaires à long terme** associés à une variation de la pollution atmosphérique. RABL et al. (1998) évaluent les effets sanitaires (long terme pour la mortalité, court terme pour la morbidité) à 428 \$/an/pers pour une réduction de 50% des polluants sur l'île de France. SOMMER et al. (1999), dans une étude menée sur trois pays de l'arc alpin (Autriche, France et Suisse) obtiennent pour les effets sanitaires de long terme d'une réduction des PM₁₀ au niveau moyen annuel de $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (soit une variation de $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne pondérée) une valeur de 436 \$/an/pers (intervalle de confiance entre 203 et 716).

AUSTIN et KRUPNICK (1999) évaluent les effets d'une réduction des émissions de SO₂ au standard imposé par le Clean Air Act, à 192 \$/an/pers dans l'Etat du Maryland, dont 170 pour la mortalité, 8 pour la morbidité aiguë et 4 pour la visibilité.

Enfin, un certain nombre d'études ne s'attachent à la **valorisation que d'un seul effet : mortalité, morbidité ou visibilité.**

MADDISON (1997) évalue ainsi l'effet sur la **mortalité chronique**, de la suppression de la pollution mesurée par l'indicateur PM, SO₂, NO_x, O₃ au Royaume-Uni à 619 \$/an/pers, alors que LEKSELL (2000), en Suède, évalue le même effet relatif à une variation d'1 µg/m³ de PM2.5 à 30,25 \$/an/pers.

Pour ce qui est de la **morbidité**, les choses diffèrent fortement selon que la morbidité **chronique** est prise en compte. Lorsque c'est le cas, GERKING et al. (1986) estiment les bénéfices associés à une diminution de 30% de la concentration d'ozone à partir d'une équation de demande de soins (chez les travailleurs) entre 13 et 19 \$/an/pers. Plus récemment, et avec une méthodologie similaire, DICKIE et GERKING (1991b) évaluent aux USA les bénéfices à attendre du respect de la norme 12ppm pour l'ozone entre 136 et 299 \$/an/pers, et celle du respect de la norme 9 ppm entre 245 et 449 \$/an/pers.

Quatre études ne s'intéressent qu'à la morbidité aiguë. FARBER et RAMBALDI (1993) évaluent le CAP correspondant au non dépassement des niveaux fédéraux d'ozone sur une année, entre 52 et 87 \$/an/pers. Sachant que l'année précédente, 14 jours ont dépassé ces niveaux dans la zone géographique d'enquête (Louisiane), les auteurs arrivent à un CAP compris entre 3,8 et 6,3 \$/jour/pers. LEKSELL (2000) évalue le bénéfice sanitaire qui résulterait de la diminution de la concentration en PM2.5 d'1 µg/m³ dans les zones urbaines de Suède à 7,3 \$/an/pers.

SHECHTER (1991) et SHECHTER et KIM (1991) estiment pour la ville de Haïfa (Israël), le CAP correspondant à une diminution de 50 % de la pollution liée aux particules et au SO₂, entre 11,7 et 20 \$/an/pers.

Enfin, 2 études portent spécifiquement sur la visibilité. SCHULZE et al. (1983) évaluent, à partir d'une évaluation subjective fondée sur un classement de 1 à 5, le CAP pour une amélioration moyenne liée à une réduction du SO₂ dans le Grand Canyon entre 24-79 \$/an/pers. RANDALL et al. (1974) évaluent le CAP pour réduire les émissions en Part, SO₂, NO_x d'une usine de 73% et améliorer la visibilité à 61 \$/an/pers pour les résidents (hors réserve indienne), et à 104 \$/an/pers pour les supprimer totalement.

313 Conclusion

L'extrême diversité des études présentées dans cette section ne permet pas une expression en unités monétaires qui permettrait des comparaisons. Il convient donc plutôt de rechercher dans la littérature, pour un objectif de réduction et un effet (ou groupe d'effets) déterminés, les diverses études similaires effectuées dans le passé, en s'attachant ensuite aux critères qui les distinguent (méthode utilisée, pays, année de l'étude, etc.).

32 COUTS EN REFERENCE AUX EMISSIONS

Obtenir un ordre de grandeur des effets sanitaires de la pollution de l'air en terme de % du PIB est un premier pas important pour prendre conscience de l'ampleur du problème de santé publique sous-jacent. Obtenir une estimation de ces coûts externes en les ramenant à une unité d'exposition permet de mesurer plus précisément l'impact d'une réduction ou d'une augmentation des niveaux de pollution, mais cela reste insuffisant dans l'optique de tenter une internalisation ou d'étudier le bilan coûts-bénéfices de certaines mesures. Si, comme l'indique la théorie économique, l'objectif est de donner aux agents polluants le signal prix qui correspond au coût marginal des externalités que ces agents induisent par leur action, il faut pouvoir établir le coût des émissions. En matière de transport routier, l'internalisation

serait idéalement réalisée si par exemple, au moment où une personne envisage de prendre sa voiture pour effectuer un trajet, le coût qu'elle va induire sur la santé était pris en compte dans ses arbitrages au même titre que ses coûts privés (coûts du carburant, usure du véhicule, temps,...).

Il paraît donc nécessaire d'obtenir une information très précise sur le coût marginal sur la santé d'un trajet supplémentaire, coût marginal que l'on pourra exprimer alternativement, en terme de coût par kg émis, ou par km/véhicule parcouru ou encore par km/passager. Notre recherche bibliographique ne nous a permis d'identifier que quelques rares études européennes et américaines se livrant à un tel exercice, et ceci essentiellement pour les émissions de particules. Par delà les résultats obtenus, il est surtout intéressant de suivre pas à pas la méthodologie employée et de dégager les grandes incertitudes et l'extrême sensibilité auxquelles sont confrontées de telles études.

La méthodologie employée est de suivre le chemin causal allant des émissions aux effets sanitaires et à leur évaluation monétaire et d'adopter la méthodologie dite de «l'impact pathway». Dans le cas des transports routiers, cette démarche se décompose en 5 phases :

Emissions → Concentrations → Expositions → Effets → Coûts

Les 2 premières étapes permettent d'estimer les impacts physiques. À partir de la source d'émission et de la quantité de polluant émis, il faut calculer l'augmentation de la concentration dans l'air du polluant. Pour les dernières étapes (des concentrations ou expositions aux coûts), le travail de modélisation et d'évaluation est le même que pour les études visant à calculer les effets sanitaires en partant par exemple, de données de mesures de concentrations.

On pourrait appliquer cette méthodologie pour les différents polluants nocifs pour la santé émis par les véhicules, mais cela entraîne plusieurs difficultés. D'une part les données épidémiologiques «complètes» manquent pour les polluants en dehors du cas des particules (notamment la mortalité de long terme). D'autre part, pour les oxydes d'azote, il est très difficile de modéliser leur rôle dans la production d'ozone. Enfin, l'existence de confusion entre polluants implique qu'il n'est pas correct d'additionner les coûts calculés pour les différents polluants¹.

Avant de donner un aperçu des résultats obtenus dans la littérature, nous passons en revue quelques paramètres influençant la valeur exacte du coût marginal.

321 Sensibilité du coût marginal

Les paramètres qui peuvent modifier le coût des externalités sont présents à tous les stades :

- les émissions dépendent du véhicule, des conditions de conduite et des conditions de circulation,
- l'impact des émissions sur les concentrations dépendront des conditions météorologiques mais également de la topographie,
- l'exposition dépendra de la densité de la population située à proximité de la source ,...

¹ Dans la partie 4 du tome 1, nous discutons plus longuement de ces problèmes de confusion et de causalité.

3211 Les émissions

Les quantités de polluants émises au cours d'un trajet par un véhicule dépendent de nombreux facteurs et les émissions peuvent varier considérablement. Il est intéressant d'étudier la sensibilité à ces facteurs, notamment parce que les politiques visant à réduire les émissions en jouant sur ces facteurs peuvent le faire à travers différents leviers. Les émissions d'un véhicule à un moment donné dépendent de facteurs que l'on peut classer en deux grandes catégories : les caractéristiques intrinsèques du véhicule (type et état du véhicule...) et des facteurs temporels (vitesse, température du moteur...).

Caractéristiques intrinsèques

Type de carburant et type de véhicule

Le type de carburant, le type de carburation, le système de filtration sont des facteurs primordiaux et pour lesquels beaucoup d'améliorations technologiques ont déjà été mises en œuvre (du fait de la réglementation communautaire). Le poids, l'aérodynamisme du véhicule sont également importants puisqu'ils déterminent la quantité de carburant consommée, et les émissions de polluants sont directement proportionnelles à celle-ci.

Pour les particules, un des éléments déterminants est celui du type diesel ou essence du véhicule. Comparativement aux émissions des moteurs diesel atmosphériques, les émissions particulaires des moteurs à essence sont négligeables voire parfois comptées pour nulles.

Dans le tableau 3-1, nous présentons les valeurs utilisées dans les quelques études² ayant établi un coût des émissions. Elles soulignent la réduction importante (d'un facteur 15 selon Johansson-Stenman et Sterner [1998]) des émissions des moteurs diesel. Les prévisions sont encore plus optimistes, puisque la motorisation à injection directe et surtout les filtres à particules limiteraient les émissions de particules des moteurs diesel au point que diesel et essence deviendraient comparables.

Tableau 3-1 Les taux d'émission moyen de particules, en g/km

Etudes	VL essence	VL diesel
SMALL et KAZIMI [1995]	<i>véhicules californiens</i> modèle de 1977 : 0,154 modèle de 1992 : 0,0068 modèle de 2000 : 0,0062	
EYRES et al. [1997]	émissions moyennes : 0	Emissions moyennes : 0,17
Johansson-Stenman et Sterner [1998]	<i>voiture de tourisme</i> modèle 1988 : 0,037 modèle 1993 : 0,018 modèle 1996 : 0,013 modèle 2000 : 0,007	<i>Voiture de tourisme</i> Modèle 1988 : 0,451 Modèle 1993 : 0,089 Modèle 1996 : 0,056 Modèle 2000 : 0,033
SPADARO et al. [1998]	<i>Taux d'émission moyen sur le trajet Paris-Lyon par un véhicule</i>	
	sans pot catalytique : 0,0299	0,1499
	avec pot catalytique : 0,01487	

² Les taux d'émission indiqués sont issus d'études techniques et ne sont pas calculés par les auteurs cités ici.

Pour l'ensemble des polluants, les prévisions sont optimistes. En tenant compte des réglementations déjà en vigueur et de celles qui vont être mises en œuvre dans l'Union européenne, les prévisions du programme Auto-Oil II laissent prévoir une diminution de 50% à 70% des émissions à l'horizon 2005 par rapport à 1995 pour les particules, monoxyde de carbone, oxyde d'azote, benzène, composés organiques volatiles.

Il est à noter que pour les véhicules diesel (et plus généralement, l'ensemble des véhicules), il existe une difficulté technique à pouvoir diminuer conjointement les émissions de particules et d'oxyde d'azote.

Etat du véhicule (âge, entretien...)

L'âge du véhicule est un facteur doublement aggravant : d'une part, un véhicule âgé est un véhicule ancien, donc plus polluant du fait des normes à l'émission moins strictes prévalant lors de sa production, d'autre part, un véhicule devient plus polluant avec l'âge : l'entretien, les problèmes de réglage sont un élément essentiel de l'évolution des émissions.

L'étude de BEATON et al. [1995] est un peu ancienne mais très édifiante : elle s'est déroulée durant l'été 1991 et concernait les émissions de HC et de CO des véhicules californiens. Selon cette étude, la moitié du parc automobile contribuait pour moins de 10% aux émissions du transport routier de ces polluants ; 7% des véhicules seulement émettaient près de 50% des émissions (par le transport routier) de CO, et 10% des véhicules émettent 50% des émissions du transport routier de HC. Les plus gros pollueurs ne sont pas forcément les voitures anciennes puisqu'il existe des gros pollueurs dans tous les modèles et tous les millésimes. Les différences d'émission au sein d'un même modèle / même millésime sont plus importantes que les différences d'émission entre les différents millésimes d'un même modèle. Ces différences s'expliquent essentiellement par l'entretien du véhicule (plus ou moins de maintenance) et par les modifications que font les automobilistes sur leur véhicule. En termes de politique à tenir, les auteurs concluaient que des mises à la casse des véhicules anciens seraient moins coût-efficace que des mesures de réparation et d'entretien des voitures.

Il est souvent avancé que 20% des véhicules contribuent pour 80% de la pollution (ce qui correspond aux résultats décrits dans l'étude précédente), mais des résultats de l'ADEME et l'INRETS dressent un constat plus nuancé : la situation dépend des polluants. Ce serait vrai pour les composants imbrûlés (COV et CO), mais moins vrai pour les autres polluants puisque 20% des véhicules ne représenteraient que 40% des particules par exemple.

Facteurs temporels

La vitesse, l'accélération, la température du moteur, la température extérieure... sont les principaux facteurs qui vont déterminer les émissions étant données les caractéristiques du véhicule. Les études techniques permettent d'avoir une idée qualitative et quantitative précise de la sensibilité des émissions à ces paramètres.

Pour la vitesse, on connaît par exemple assez précisément pour chaque type de véhicule les vitesses qui minimisent la consommation de carburant au km parcouru (et donc parallèlement les émissions de polluants). Ces vitesses optimales se situent entre 50 et 60 km/h (cf Rouwendal [1996]). Notons toutefois que les émissions de monoxyde de carbone diminuent avec la vitesse. L'accélération est un facteur aggravant les émissions, les changements de régime augmentant la mauvaise combustion. De même un moteur froid est un

moteur plus polluant et plus gourmand en carburant qu'un moteur ayant déjà parcouru quelques km. La température extérieure, l'ensoleillement, sont des facteurs qui aggravent notamment l'évaporation des hydrocarbures.

Les valeurs de ces paramètres dépendent tout à la fois des conditions de circulation, du type d'infrastructure routière, du comportement des conducteurs, des conditions météorologiques voire même de l'organisation urbaine.

Tout d'abord, la congestion du trafic en imposant des vitesses faibles et éventuellement une succession d'accélération et de freinages, est manifestement facteur d'émission supplémentaire.

Lorsque le trafic est fluide, le comportement non contraint du conducteur est déterminant : il semble que pour le monoxyde de carbone, les émissions au km parcouru soient multipliées par 50 si l'on compare une conduite « sportive » à une conduite « calme », celles d'hydrocarbures, par 5. Les valeurs des paramètres vitesse, accélération ne sont pas entièrement le fait du type de conduite mais sont aussi induites par l'organisation du trafic (signalisation, ralentisseurs...).

Que le moteur soit froid ou chaud dépend d'une part de la température extérieure mais aussi de la longueur du trajet. Malheureusement, l'évolution de l'urbanisation et du mode de vie ces dernières décennies ont induit une augmentation de l'usage de la voiture sur les courts trajets.

Pour le problème de l'évaporation des hydrocarbures, on en vient à s'interroger sérieusement sur l'importance de distinguer voies de circulation ombragées et non ombragées dans les modélisations.

Ces quelques éléments montrent toute la complexité du problème et cette complexité doit être prise en compte. Par exemple, une politique qui viserait à limiter les émissions en réorganisant un plan de déplacement urbain mais en ne s'attachant qu'à améliorer la fluidité du trafic risque d'être un échec si elle ne contrôle ni les comportements des conducteurs, ni la demande en transport routier (l'amélioration de la fluidité, en diminuant le coût en temps, induira une augmentation des déplacements).

Pour tenir compte de ces situations de conduite et estimer l'impact sur les émissions de ces différents facteurs, une recherche active existe dans le but d'établir des cycles de conduite représentatifs et d'étudier les émissions en situation réelle. A titre d'exemple, dans le tableau 3-2 sont indiquées les estimations retenues par SPADARO et al [1998].

Les données sont malheureusement incomplètes pour les particules à l'inverse de celles pour les émissions de CO₂. Même si celles-ci ne sont pas nécessairement représentatives des émissions de particules, on peut toutefois remarquer que pour le Diesel, il y a une linéarité remarquable entre émissions de CO₂ et émissions de particules fines.

Examinons la part de chacun des facteurs dans l'augmentation des émissions de CO₂. Pour les véhicules essence avec pot catalytique par exemple, le passage de la situation 4 (290 g/km) (situation la plus favorable en urbain) à la situation 1 (499,7 g/km) correspond à une double dégradation, vitesse réduite et moteur froid et se traduit par une augmentation de 70% des émissions : 10% sont attribuables au moteur froid (situation 4 → situation 2), 60% à la

réduction de vitesse (situation 2→situation 1). L'effet de ces mêmes facteurs sur les émissions de particules doit probablement être du même ordre de grandeur.

Tableau 3-2 Emission en g/km

(EsP= essence sans pot catalytique, EaP= essence avec pot catalytique)

	Lieu	Vitesse	Distance	Moteur	Véhicule	CO ₂	Part. fines
Situation 1	Urbain	Lent	Courte	Froid	EsP.	346,9	
					EaP	499,7	
					Diesel	310,4	
Situation 2	Urbain	Fluide	Courte	Froid	EsP.	242,7	
					EaP	320,9	
					Diesel	368,6	
Situation 3	Urbain	Rapide	Longue	Chaud	EsP.	383,6	
					EaP	560,4	
					Diesel	417,4	0,24
Situation 4	Urbain	Fluide	Longue	Chaud	EsP.	213	
					EaP	290	
					Diesel	231,8	0,17
Situation 5	Route ouverte			Chaud	EsP.	162,8	
					EaP	203,6	
					Diesel	167,7	0,13
Situation 6	Auto-route			Chaud	EsP.	168,2	
					EaP	198,5	
					Diesel	173,6	0,15

Ce survol des aspects techniques concernant les émissions montrent la très grande sensibilité des émissions à différents facteurs. Nous reviendrons ultérieurement sur ce constat en essayant d'en dégager quelques conséquences et recommandations.

3212 Le lieu de l'émission

Pour estimer l'impact marginal d'une source d'émission sur les concentrations, il est nécessaire de recourir à des modèles de dispersion. Nous n'aborderons pas les aspects techniques de ces modèles qui sont de plusieurs types : locaux (estimation des concentrations à l'échelle d'une agglomération) ou régionaux (estimation de la dispersion de longue portée) et nous ne discuterons pas non plus des modèles concurrents disponibles.

Pour les particules fines, la déposition est assez rapide et pour étudier leur dispersion, les modèles locaux sont suffisants. L'importance des effets sur la santé dépend donc de la densité de la population à proximité du lieu de la source d'émission et les différences peuvent être considérables entre zone rurale et zone urbaine. Les différences correspondent à peu près aux différences de densité de population, et voici quelques écarts estimés, exprimés par rapport au coût d'un kg de particule en rase campagne.

Dans l'étude de Johanson-Stenmann et Sterner [1998], le coût est multiplié par 5 en zone urbaine et par 25 en centre ville. Dans l'étude de LEKSELL [2000], le coût est 5,5 fois plus élevé dans la banlieue lointaine de Stockholm, 14 fois plus élevé dans la banlieue proche

de Stockholm, 17 fois plus élevé à Göteborg et 22,3 fois plus élevé dans le centre de Stockholm. Dans l'étude de RABL et al. [1998], le coût est 10 fois plus élevé en zone urbaine, 140 fois plus élevé à Paris.

322 Résultats

Comme nous allons le voir, les résultats sont relativement convergents entre les différentes études, malgré le fait que les valeurs économiques utilisées, les fonctions Exposition/Réponse retenues, les niveaux d'émission (qui dépendent du modèle du véhicule retenu) ne soient pas les mêmes. Ils sont présentés selon l'ordre chronologique de leur publication.

Les résultats de BONIVER et THIRY [1994] concernent l'agglomération de Bruxelles et la situation (en termes d'émissions) correspond à celle des années 90-91.

Tableau 3-3 Coût marginal exprimé en US\$ 1996 (Source BONIVER et THIRY [1994])

Coût de la pollution de l'air lié à un km additionnel en voiture (<i>soit en km-voyageur</i>)	En heure de pointe : 0,27 (<i>soit 0,1961</i>) En heure creuse : 0,22 (<i>soit 0,1499</i>)
Coût de la pollution de l'air lié à un km additionnel en bus (<i>soit en km-voy</i>)	En heure de pointe : 1,02 (<i>soit 0,1538</i>) En heure creuse : 0,9615 (<i>soit 0,069</i>)

L'étude de SMALL et KAZIMI [1995] porte sur la région de Los Angeles et la période 89-90.

Tableau 3-4 SMALL et KAZIMI [1995], coûts en US\$ 1996 par km parcouru

	Essence	Diesel
Mortalité due aux particules	0,017 [0,004 - 0,075]*	0,329 [0,066 - 1,497]*
Morbidité due aux particules	0,0008	0,026
Morbidité due à l'ozone	0,005 [0,0017 - 0,015]*	0,024 [0,0042 - 0,0716]*
Coût total sur la santé	0,0228	0,379

* Intervalle de confiance

Dans l'étude (anglaise) de EYRES et al. [1997], en plus des effets sur la santé, les effets sur les matériaux et les cultures ont également été évalués. Plusieurs polluants ont été pris en compte et les coûts de ceux-ci ont été sommés.

Tableau 3-5 EYRES et al. [1997], coûts en US\$ 1996 par km parcouru

Polluant	Essence avec pot catalytique		Diesel	
	Rural	Urbain	Rural	Urbain
Coût Particules (PM) seules	0,0019	0,0019	0,096	0,108
Coût total (N ₂ O, CO, PM ₁₀ , SO ₂ , NO _x , NMVOC, C ₆ H ₆)	0,26037	0,6083	0,419	1,731

L'étude Suédoise de Johanson-Stenmann et Sterner [1998] différencie les résultats selon les modèles des véhicules mais n'a évalué que les coûts des émissions de particules.

Tableau 3-6 Johanson-Stenmann et Sterner [1998], coûts en US\$ 1998 par km parcouru

	Zone rurale	Zone urbaine	Centre ville
Essence			
1988	853,6. 10 ⁻⁶	0,004288	0,021423
2000	161,5. 10 ⁻⁶	811. 10 ⁻⁶	0,004053
2010	27,7. 10 ⁻⁶	139. 10 ⁻⁶	694,8. 10 ⁻⁶
Diesel			
1988	0,010405	0,052271	0,261129
2000	761,3 10 ⁻⁶	0,003825	0,019107
2010	369,1 10 ⁻⁶	0,001854	0,009264

Enfin dans l'étude de SPADARO et al. [1998], les auteurs ont procédé à une estimation du coût sanitaire des émissions des particules ainsi que d'autres polluants pour un trajet Paris-Lyon. Ils donnent également une estimation des coûts sur les cultures, forêts et bâtiments... La méthodologie adoptée est celle du programme européen EXTERNE.

Tableau 3-7 SPADARO et al. [1998], coûts en US\$ 1996 par km parcouru sur un trajet Paris Lyon

	Essence avec pot catalytique	Diesel
Coût santé des Particules	0,0033	0,0334
dont morbidité	0,0001	0,0014
dont mortalité	0,0032	0,032
Coût total	0,027	0,0522

En suivant la même méthodologie, les auteurs estiment que les coûts des particules sont 10 fois plus élevés sur un trajet Orly-Roissy.

323 Conclusion

Nous avons vu que les coûts en référence aux émissions dépendent d'un nombre important de paramètres (émissions du véhicule, conditions de conduite et de circulation, conditions météorologiques et topographiques, densité de la population située à proximité de la source,...). Les quelques études sur le sujet indiquent que les coûts des véhicules diesels excèdent de manière importante les coûts des véhicules essence, essentiellement du fait des effets des particules. Pour ces dernières, le coût estimé au km/parcouru pour un véhicule diesel (aux normes non récentes) se situe entre 0,1 et 0,4 US\$ 1996 en zone très urbanisée.

33 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES DES ARTICLES NON FICHES ³

- Johansson-Stenman O., Sterner Th., [1998], "What is the scope for environmental road pricing?", in Button, Verhoef, [1998], Road pricing, traffic congestion and the environment. Issues of efficiency and social feasibility, Edward Elgar.
- Rouwendaal J., [1996], "An economic analysis of fuel use per kilometre by private car", *Journal of Transport and Environmental Policy*, vol 30, n°1

³ Pour les références fichées (en majuscules dans le texte), se reporter à la bibliographie à la fin du tome 1.

PARTIE 4

INCERTITUDES ET RECOMMANDATIONS

Nous ne traitons pas dans cette partie les incertitudes reposant sur les seules valeurs monétaires individuelles, dans la mesure où elles ont été largement exposées dans la partie 2.

41 INCERTITUDES

Les connaissances en matière de pollution atmosphérique restent sous le coup de nombreuses incertitudes. Nous proposons dans cette partie une analyse de celles qui nous semblent primordiales du point de vue l'évaluation économique et de la décision publique. Connaître ces incertitudes est important d'une part parce qu'elles jouent sur la signification et la validité des résultats d'évaluation économique et d'autre part parce qu'elles constituent en soit un élément dont il faut tenir compte dans la prise de décision. À titre d'illustration, considérons le problème fictif suivant :

« M. X se rend à son travail avec un véhicule diesel (fort émetteur de particules). On envisage deux mesures concurrentes possibles :

- installer un filtre à particules sur le véhicule, ce qui permettrait de réduire fortement la quantité de $PM_{2,5}$ émise, mais sans diminuer les émissions des autres polluants,*
- l'inciter à changer de mode de transport et à utiliser un moyen de locomotion moins polluant »*

Quels sont les bénéfices sanitaires attendus pour chacune de ces deux mesures ?

En terme de réduction de pollution, la seconde mesure est plus ambitieuse car elle permet non seulement de réduire fortement les $PM_{2,5}$ (tout comme la première mesure) mais aussi les autres polluants (oxydes d'azote, particules ultra-fines, gaz à effet de serre,...) et de plus, de ne pas introduire de nouveaux polluants (métaux lourds présents dans le filtre à particules et qui peuvent se disséminer). Pourtant, une évaluation économique « précautionneuse » a toutes les chances de conduire à une estimation des bénéfices identique pour les deux mesures. En effet, étant données les fonctions Exposition/Réponse (E/R) disponibles et pour ne pas risquer un double comptage, on ne retiendra que les fonctions E/R associées aux $PM_{2,5}$ (à défaut, aux PM_{10}) et l'impact des deux mesures sur ceux-ci est le même.

On touche là notamment au problème de la signification des fonctions E/R. La fonction E/R associée aux $PM_{2,5}$ mesure-t-elle exactement et uniquement les effets des seules particules ou mesure-t-elle également les effets causés par les autres polluants ? Cette question, on le verra ultérieurement, reste ouverte, les épidémiologistes sont en effet très prudents à ce sujet (voir la conclusion du rapport S Medina, partie 3 du tome 2). Il y a donc incertitude sur la valeur exacte des bénéfices attendus pour la mesure « filtre à particules » : au mieux les bénéfices peuvent atteindre les résultats estimés dans l'évaluation.

Par contre, l'évaluation des bénéfices pour la seconde mesure ne souffre pas de cette incertitude puisqu'elle induit une réduction conjointe des polluants entre lesquels il y a un risque de confusion⁴.

Les nombreuses incertitudes qui demeurent jettent un doute sur la valeur à accorder aux évaluations économiques. Est-ce une raison pour ne pas prendre en compte ces résultats ? C'est une question qui relève certainement du débat sur le principe de précaution, mais il est intéressant de remarquer qu'il faut nuancer le constat sur ces incertitudes, comme le démontre l'exemple développé : l'incertitude dépend de ce qui est évalué. Il faut tenir compte de ces inégalités d'incertitude dans la décision politique et économique. Dans l'exemple précédent, il serait logique de subventionner⁵ plus fortement M. X pour l'abandon de l'usage de sa voiture que pour équiper son véhicule d'un filtre à particules.

Les incertitudes sont de natures différentes. La contrainte principale qui limite fortement les possibilités d'évaluation des effets de la pollution atmosphérique sur la santé est le manque de données épidémiologiques disponibles, surtout en matière d'effets de long terme. Or, quand des résultats sont disponibles (c'est le cas pour la pollution particulaire), on observe que ces effets de long terme sont largement plus importants que ceux de court terme. Les données épidémiologiques les plus complètes sont celles liées aux particules. Il est probable que dans les années à venir, peu de résultats nouveaux concernant ces effets de long terme seront publiés⁶ (une étude néerlandaise est toutefois en cours, et de nouvelles études seront peut-être présentées au prochain colloque mondial en épidémiologie qui doit avoir lieu en septembre 2001 en Allemagne). Il est à noter toutefois que pour l'ozone, des résultats concernant les effets de long terme, notamment sur les enfants, vont être prochainement disponibles.

Il faut donc s'attendre pour quelques années encore, à ne pouvoir utiliser comme données pour les effets de long terme des particules, que celles issues des études américaines. Ceci pose un **premier problème d'incertitude, celui de la transférabilité** de ces fonctions Exposition/Réponse.

Le second problème est celui des données manquantes. D'une part, des effets présumés existent mais ne sont pas mesurés. D'autre part, l'état de la pollution atmosphérique change en permanence (sous l'effet des évolutions technologiques et des normes de pollution) et c'est un enjeu en soit de trouver des indicateurs dont la mesure soit représentative de la pollution⁷. Avec les filtres à particules pour les moteurs diesel, ce sont peut être les concentrations des PM₁₀ et PM_{2,5} qui vont être réduites considérablement. Cela signifie-t-il que les effets sanitaires des particules vont diminuer en proportion ? Qu'en est-il des particules ultra-fines, dont les concentrations ne sont pas mesurées et dont les effets ne sont pas estimés ?

⁴ Du fait de sources communes et étant sujettes aux mêmes conditions météorologiques de dispersion, les mesures des concentration de nombreux polluants sont fortement corrélées. Par conséquent, il y a un risque d'attribuer à un polluant, du fait notamment qu'il est mieux mesuré, plus d'effets qu'il n'en produit réellement et au contraire, de dissimuler les contributions respectives des autres polluants qui lui sont liés.

⁵ Subvention si l'on se place dans une logique d'incitation positive.

⁶ Il est difficile de faire l'état des lieux des études épidémiologiques en cours, mais il est probable qu'il y en ait peu en cours actuellement. Pour la France, on espérait beaucoup de l'étude PAARC, mais des difficultés pour reconstituer les expositions passées laissent présager que les résultats seront décevants.

⁷ Jusqu'à l'introduction du carburant sans plomb, la mesure des teneurs en plomb dans l'atmosphère était une bonne mesure de la pollution d'origine automobile. La disparition du plomb n'a pas entraînée la disparition de la pollution d'origine automobile et tous les effets sanitaires néfastes associés.

Les économistes souhaitent utiliser les données épidémiologiques pour déterminer des coûts marginaux qui pourraient servir de base à une politique d'internalisation de ces effets externes. Ceci n'a de sens que si les fonctions Exposition/Réponse sont la mesure d'une causalité. **La question de la causalité constitue un troisième enjeu.**

Les mesures de concentrations données par les réseaux de capteurs sont des approximations des expositions réelles des individus. Il paraît essentiel de mieux connaître les expositions réelles et des recherches sont en cours sur ce point. **La question des expositions individuelles est le quatrième point que nous analyserons.**

411 Transférabilité

Si l'on souhaite développer l'évaluation économique des effets sanitaires de la pollution de l'air, on est le plus souvent contraint d'utiliser des fonctions E/R estimées pour une population différente de celle sur laquelle porte l'évaluation. On peut légitimement s'interroger sur la validité d'une transposition de ces résultats. Notons que le problème de la transférabilité n'est pas biologique - si la pollution de l'air entraîne des effets néfastes sur la santé d'une population donnée, elle a certainement les mêmes effets sur la santé d'une autre population - mais bien un problème de mesure. Nous en recensons deux :

- *L'hétérogénéité entre les expositions individuelles et les mesures des concentrations par les réseaux est-elle comparable dans les 2 populations?*
- *La composition des particules fines est-elle la même dans l'espace et dans le temps ?*

4111 Mesures de concentration et expositions individuelles

Idéalement, les épidémiologistes souhaiteraient disposer des expositions individuelles pour établir des fonctions E/R. Faute de telles données, les résultats sont généralement établis en recourant aux données des réseaux de mesure. Même si l'on sait que les mesures extérieures de concentration sont loin de mesurer exactement l'exposition réelle d'individus qui passent en moyenne moins de 10% de leur temps à l'extérieur, on peut⁸ supposer néanmoins que les mesures disponibles des stations dites de fond constituent une bonne approximation des expositions individuelles.

Compte tenu de la façon dont ces fonctions E/R sont construites, la vigilance s'impose quand à leur utilisation sur d'autres sites. Par exemple, il est clair qu'elles n'ont pas vocation à être utilisées sur des données d'exposition individuelles : logiquement elles devraient être appliquées à des mesures de pollution qui sont dans le même rapport d'approximation des expositions individuelles. Paradoxalement, pour l'utilisation de fonctions E/R, il ne faut pas chercher à les appliquer à une mesure qui soit la meilleure possible mais à une mesure qui soit au même niveau d'imperfection que la mesure utilisée initialement pour établir les fonctions E/R.

À ce titre, la définition et l'harmonisation des critères d'implantation des réseaux de mesure conduit à mesurer de la même façon. Dans l'étude épidémiologique des 9 villes (Quénel et al., 1999), on a observé une convergence importante des résultats ce qui semble démontrer que les réseaux de capteurs mesurent bien la pollution de la même façon dans les différentes villes étudiées.

⁸ Cf le rapport de S. Medina, partie D.1.2.2.

Par contre on peut s'interroger sur la transférabilité des fonctions E/R obtenues aux Etats-Unis, notamment celles concernant les effets de long terme des particules. L'urbanisme, le mode de vie, l'habitat dans les villes américaines et européennes sont différents, et ceci a peut être des conséquences en termes de conditions de dispersion des polluants, de taux de pénétration dans les bâtiments,... Dans son rapport (cf. partie 2, tome 2), Y. Le Moullec indique que le taux de pénétration est égal à 1 tant pour les gaz que pour les particules fines ($PM_{2.5}$); qu'il reste également proche de l'unité pour les PM_{10} et ne décroît de façon significative que pour les particules supérieures à 20 μm . De ce point de vue, il n'y a pas lieu de supposer que les populations américaines et françaises soient dans des situations différentes en matière d'exposition intérieure. Toutefois la climatisation modifie considérablement le rapport⁹ Concentration intérieure/Concentration extérieure. Les différences d'équipements entre l'Europe et les Etats-Unis en matière de climatisation pourrait poser un problème de transférabilité pour ce qui concerne l'ozone et les particules très fines. L'écart entre les mesures des stations de fond aux Etats-Unis et l'exposition réelle de la population à ces deux indicateurs de pollution diffère donc de celui entre stations de mesure et population européennes.

Il y a là une source d'incertitude qui jusqu'à présent n'a guère été étudiée et on ne sait pas grand chose sur l'importance quantitative de cette incertitude sur les résultats d'évaluation. On peut penser qu'une mise à plat des connaissances en matière de modèle de dispersion dans les sites urbains et de lien entre pollution extérieure et intérieure devrait permettre de cerner les ordres de grandeur.

Ce problème de transférabilité peut se poser même lorsque la population pour laquelle a été construite les fonctions E/R et la population sur laquelle on va faire une évaluation est la même. Par exemple, si on cherche à estimer l'impact d'une modification d'un PDU, une solution est de calculer à l'aide d'un modèle de dispersion, un cadastre de concentration (avant et après modification), de l'appliquer à un cadastre de population et d'en déduire une exposition moyenne. Une seconde solution serait d'estimer avec le même modèle de dispersion, les concentrations sur les lieux d'implantation des capteurs du réseau de mesure et d'en déduire la mesure moyenne que donnerait le réseau de mesure. Il est probable que les mesures diffèreront selon les deux méthodes.

Quels résultats utiliser pour évaluer l'impact sanitaire d'une modification de PDU ?

Puisque les fonctions E/R sont construites sur les données du réseau de mesure, la seconde solution paraît préférable même si la première semble donner un résultat plus proche des vraies expositions individuelles.

Le problème est toutefois éventuellement plus complexe : il se peut que les résultats divergent non seulement entre les 2 solutions mais que le taux d'évolution (avant – après modification du PDU) soit différent. Par exemple, si le PDU se traduit par un redéploiement du trafic routier sur des axes où il y a moins de riverains, les mesures de fond risquent de ne pas enregistrer de changement alors que les expositions individuelles auront baissé en moyenne. Cela signifie que l'hétérogénéité des expositions individuelles par rapport aux données du réseau de mesure a changé.

⁹ À la baisse, particulièrement quand l'air est régénéré (faible apport d'air extérieur) et qu'il y a un système de filtration.

Une utilisation intelligente des modèles de dispersion devrait permettre de mener des études de sensibilité.

4112 Composition des particules fines

Les particules fines comprennent de nombreux éléments de natures, d'origines et de tailles différentes. On distingue notamment les particules d'origines primaires (elles sont directement émises par les sources de pollution sous forme de particules) et celles d'origines secondaires (à l'origine, il s'agit d'émissions des gaz (dioxyde de soufre, oxyde d'azote) qui par réaction chimique dans l'atmosphère se transforment en particules (sulfates, nitrates)). Les $PM_{2,5}$ sont surtout des particules d'origine secondaires. On compte plusieurs catégories différentes : nitrates, sulfates, particules carbonées, métaux...

Le problème est que la composition des particules a changé au cours des années (du fait de la modification de la composition des carburants, de la désindustrialisation, du meilleur contrôle des sources fixes,...) et n'est pas forcément similaire entre les pays.

Les particules françaises de la fin des années 90 sont-elles les mêmes que les particules américaines du début des années 80 ?

On sait que non : la taille et la composition sont différentes. Or les effets sanitaires des particules diffèrent selon leur nature et leur taille. Plus les particules sont petites, plus elles pénètrent profondément dans le système respiratoire et plus elles sont nocives (voir le tableau 4-1 ci-après). Les études *in vitro* et de récents résultats épidémiologiques (Laden et al., 2000) démontrent que les particules carbonées ont des effets sanitaires importants. L'acidité des particules est également mise en cause dans les effets sur la santé, et des présomptions existent concernant la nocivité d'autres types de particules (sulfates, émissions des véhicules diesel...).

Pour discuter des incertitudes liées à ce problème de composition il serait souhaitable de rapprocher les connaissances biologiques et épidémiologiques concernant la nocivité des différents types de particules, des connaissances concernant la variabilité spatiale et temporelle des particules. À ce sujet, il semble que les particules européennes sont plus carbonées que les particules américaines, mais moins acides.

412. Données manquantes

Par delà les incertitudes concernant l'utilisation des données épidémiologiques à des fins d'évaluation, se pose le problème de l'absence de données. Ne pas tenir compte de cette absence de données peut conduire à des décisions erronées. En effet si on ne tient compte que de l'évaluation des risques mesurés, cela revient implicitement à mettre une valeur nulle sur des risques non mesurés et ceci peut conduire à des décisions qui ne font que déplacer le problème d'un risque mesuré vers un risque non mesuré. On peut distinguer d'ailleurs la typologie sommaire suivante :

- les risques avérés et mesurés : par exemple, les études toxicologiques ont démontré le caractère nocif d'un polluant, la plausibilité biologique de ces effets est grande et on dispose de données épidémiologiques,

- les risques avérés mais non mesurés : c'est le même cas que précédemment mais on ne dispose pas de données épidémiologiques,
- les risques présumés : on ne dispose pas encore de données médicales qui permettraient de conclure à la nocivité certaine d'un polluant.

L'absence de mesure introduit une incertitude sur la validité des résultats d'une étude d'évaluation. Il serait important d'estimer l'ordre de grandeur de ces incertitudes et de tenter de compléter l'évaluation. Nous donnons ici quelques exemples importants de données manquantes.

4121 L'absence de données sur la morbidité de long terme

Très peu d'études de cohorte se sont attachées à étudier l'influence de la pollution atmosphérique sur la morbidité de type chronique ou de long terme (cancers, pathologies cardio-vasculaires ou respiratoires...). En matière de morbidité de long terme, l'étude de SOMMER et al. [1999] ne disposait que de fonction E/R sur l'incidence de bronchites chroniques. Les résultats obtenus dans cette étude montrent que ces bronchites chroniques comptaient pour environ 40% des coûts totaux de la morbidité lorsque ceux-ci sont mesurés au moyen de l'approche coût de la maladie et pour 75% lorsque l'on utilise l'approche consentement à payer. Il est très probable que la pollution de l'air est un facteur de risque dans le développement de pathologies cardio-vasculaires, pulmonaires, cancers... qui conduit à l'excès de mortalité observée dans les études de cohorte.

Les données épidémiologiques de court terme ne permettent pas de mesurer ce type d'effet : elles mesurent par exemple l'excès de risque d'attaque induit par une augmentation de la pollution de l'air chez une personne cardiaque, elles ne mesurent pas l'excès de risque de devenir cardiaque lorsque l'on est soumis à une exposition répétée à la pollution. On dispose toutefois de nombreuses données épidémiologiques sur la réduction des capacités respiratoires induites par la pollution mais ces résultats ne peuvent être utilisés dans une évaluation économique.

Les évaluations économiques ont montré que les coûts associés à la mortalité de long terme sont très supérieurs aux coûts associés à la mortalité de court terme (perte d'espérance de vie plus grande (10 ans au lieu de quelques mois), valeur plus élevée des fonctions E/R (d'un facteur égal à 3 ou 4)). Il en est probablement de même entre les coûts de la morbidité de long terme et celle de court terme. Le volet français de l'étude trilatérale SOMMER et al. [1999], et Chanel et al. (1999) ont donné une estimation grossière de ce que pourraient représenter ces coûts. Partant de l'hypothèse que les morts attribuables à la pollution de l'air correspondaient à des causes cardio-vasculaires, cardio-respiratoires ou à des cancers du poumon, ils ont fait l'hypothèse que la part attribuable à la pollution de l'air était la même pour ces causes de mortalité et pour la morbidité hospitalière correspondante. Ils ont donc recensé les coûts hospitaliers associés aux pathologies correspondantes et ont calculé la part attribuable à la pollution de l'air. Ce calcul fait apparaître que les coûts hospitaliers liés à la morbidité chronique étaient 5 fois supérieurs aux coûts hospitaliers liés aux effets de court terme.

Il serait intéressant de mener des recherches plus poussées en ce sens. Il faudrait d'abord établir plus finement la morbidité qui pourrait être associée à la mortalité de long terme. Ceci peut se faire en recensant les effets plausibles des polluants et les causalités possibles. Cela pose également des enjeux d'évaluation économique : comment compter correctement les coûts de la morbidité ? En économie de la santé, on constate souvent que les dépenses de soins sont concentrées essentiellement dans la dernière année de vie. Par conséquent, repousser de quelques années la mort d'un individu ne permet pas réellement d'éviter des dépenses de soins : elles sont simplement repoussées de quelques années. Cette idée est en partie trompeuse, mais il est vrai que le lien entre dépenses en soins et pertes de bien-être n'est pas totalement clair, particulièrement pour les pathologies chroniques.

4122 Déplacement du risque

Comme nous l'indiquions ci-dessus, ne s'en tenir qu'à une évaluation des risques mesurés peut conduire à déplacer simplement le problème vers des risques non mesurés. Par exemple, les particules fines sont l'objet d'une grande attention et une des sources bien identifiées sont les véhicules diesel. Avec les filtres à particule, les émissions seraient considérablement réduites. Le programme Auto-Oil II a estimé que les émissions de particules pourraient être réduites de 80% à un horizon de 10 ans avec l'entrée en vigueur des nouvelles normes. De fait, les futures mesures de concentration des PM₁₀ seront probablement beaucoup plus faibles qu'elles ne le sont aujourd'hui. Le risque des particules aura-t-il pour autant disparu ?

Beaucoup moins d'attention est accordée aux autres sources de particules liées au transport autres que les émissions (particules issues du système de freinage, des pneus, de l'usure de la route, particules déposées remises dans l'atmosphère du fait de la circulation..., qui représentent entre 20 et 50% de la concentration liée au transport), aux particules ultra-fines (moins de 1 µm), aux traces de métaux lourds qui seront rejetées par les filtres à particule...

Le cas des particules ultra-fines est important. Les capteurs de PM₁₀ ne les mesurent pas spécifiquement et en se focalisant sur ces mesures, on peut avoir l'impression trompeuse que la pollution a disparu. Or les particules ultra-fines sont doublement dangereuses.

D'une part, elles se comportent comme des gaz et de ce fait, leur dispersion est telle que cela en fait un problème régional voir transfrontalier au contraire des particules plus grosses qui se déposant plus rapidement ne constituent de ce fait qu'un problème local. D'autre part, plus les particules sont fines, plus elles pénètrent profondément dans le système respiratoire. Le tableau 4-1 indique la pénétration des particules selon leur taille.

Tableau 4-1 Pénétration des particules en fonction de la taille (cf Spengler et al (1990))

Taille des particules	Pénétration
> 11 µm	Ne pénètre pas
7 – 11 µm	Pénètre les canaux du nez
4,7 – 7 µm	Atteint le pharynx
3,3 - 4,7 µm	Pénètre la trachée et les bronches primaires
2,1 - 3,3 µm	Pénètre les bronches secondaires
1,1 – 2,1 µm	Pénètrent les bronches terminales
0,65 – 1,1 µm	Pénètrent les bronchioles
0,43 – 0,65 µm	Pénètrent les alvéoles

Il est donc important d'étudier l'évolution des émissions des particules ultra-fines. Si ces émissions ne suivent pas l'évolution aussi favorable que celle des particules plus grosses, il serait essentiel de tenter d'en estimer leur impact. Même si l'on ne dispose pas de données épidémiologiques portant directement sur ces particules ultra-fines, il peut néanmoins être possible de tenter une quantification sur la base d'hypothèses plausibles.

413 Causalité

Sous ce terme de «causalité», nous recensons 4 questions : celle de la validité des résultats épidémiologiques, celle de la causalité, celle du «harvesting» (degré d'anticipation de la survenue des décès) et celle des corrections à apporter quand on évalue les effets de long terme.

4131 Validité des résultats épidémiologiques

Le premier problème que posent les fonctions E/R est celui de la validité de ces résultats. Dans le chapitre 4, tome 2 rédigé par S. Medina, la question de la validité est discutée dans la partie **D.1**. On notera parmi les questions soulevées, celle concernant les indicateurs de pollution (**D.1.2.2**) :

- *Peut-on représenter de manière pertinente par une seule valeur le niveau de pollution atmosphérique d'une agglomération ou d'une ville¹⁰ ?*

- *Cette valeur est-elle représentative des expositions individuelles ?*

Les résultats cités semblent montrer que la réponse à la première question est positive mais que la seconde suscite un débat. Le problème est en effet que les personnes passent en moyenne moins de 10% du temps à l'extérieur ce qui pose premièrement le problème de la pénétration de la pollution extérieure à l'intérieur des locaux et deuxièmement, celui des sources intérieures. Pour les particules (cf rapport de Y. Le Moullec dans le tome 2), le taux de pénétration est d'autant plus proche de 1 que les particules sont fines (1 pour les PM_{2,5} par exemple). La principale source intérieure est le tabagisme et, comme l'indique S. Medina (**D.1.2.3**), il n'y a pas de risque de confusion dans les données épidémiologiques puisqu'il n'y a pas de corrélation entre consommation de tabac et pollution, et que le tabagisme est pris en compte dans les études de cohorte. Il doit en être probablement de même pour l'activité culinaire, seconde source intérieure.

4132 Causalité

Les études épidémiologiques quantifient une association statistique entre une mesure de pollution et des indicateurs de santé. Un enjeu important est la nature causale de ces associations. Ce problème de causalité est généralement envisagé à travers 8 critères (cf partie **D.2** du rapport de Sylvia Medina):

- la force de l'association;
- la constance des résultats;
- la spécificité des résultats;
- la temporalité entre l'exposition et la survenue de l'effet;
- la relation Exposition/Risque (E/R);

¹⁰ Pour obtenir des corrélations statistiques entre pollution et effets sanitaires, il est nécessaire d'avoir une mesure de la pollution sous forme unidimensionnelle.

- la plausibilité biologique;
- la cohérence des résultats;
- les preuves expérimentales.

Pour la plausibilité biologique (**D.2.6**) (notamment les observations en laboratoire), les effets inflammatoires et infectieux sur l'appareil respiratoire du dioxyde de soufre, du dioxyde d'azote, de l'ozone, des particules... ont été démontrés, de même que les effets cardiovasculaires de l'ozone et des particules.

Des preuves expérimentales (**D.2.8**) ont également été apportées, issues par exemple de l'observation de la diminution des consultations pour affections respiratoires consécutives à des arrêts pour cause de grève d'usines polluantes (source de NO₂ ou de particules). À HongKong, il a été observé une diminution de l'hyperréactivité bronchique des enfants d'âge scolaire dans une zone polluée suite à une mesure réglementaire de désulfuration. Une étude économique a d'ailleurs été menée (BARRON et al. [1995]) montrant que les bénéfices sanitaires retirés compensaient en grande partie les coûts de cette réglementation.

On peut donc être confiant sur la causalité entre pollution atmosphérique et effets sur la santé. Il demeure toutefois une question ouverte : la fonction E/R associée à un indicateur de pollution particulier (NO₂, particules...) mesure-t-elle la causalité pour celui-ci, et peut-on attribuer les effets calculés uniquement à cet indicateur? C'est le problème de la confusion entre polluants (cf partie **D. 1.2.3** du rapport de Sylvia Medina).

Un des risques est en effet que les calculs statistiques mettent en avant des corrélations avec certains indicateurs bien mesurés (dont les mesures utilisées sont proches des expositions réelles) et cachent de ce fait les vraies causalités pour des polluants moins bien mesurés. Par exemple, bien que les études toxicologiques et expérimentales aient montré une réelle toxicité du NO₂, les résultats des études épidémiologiques ne sont pas aussi probants et il est possible que cette variabilité des résultats soit liée à une mesure trop imprécise de l'exposition.

Pour les particules, même si de nombreux éléments laissent présumer que l'effet mesuré pour les particules est indépendant des autres polluants, il est impossible d'en avoir la certitude.

En matière de fonctions E/R pour les effets de court terme telles que celles identifiées dans l'étude APHEA, les épidémiologistes s'accordent à dire qu'il ne faut pas additionner les effets attribués à différents indicateurs de pollution. Cela signifie également, qu'une estimation du bénéfice sanitaire lié à la baisse du niveau de pollution d'un seul polluant sur la base de la fonction E/R de ce polluant est peut être trop optimiste. Par contre, on peut avoir confiance sur le fait qu'une baisse des niveaux de tous les polluants se traduira bien par des bénéfices sanitaires correspondant aux fonctions E/R. Ceci pose un problème délicat pour l'évaluation de politique qui aurait un impact ciblé sur un nombre restreint de polluants.

4133 Harvesting

Les études épidémiologiques portant sur les effets de court terme ont mis en évidence une augmentation de la mortalité liée à la pollution. Le problème (la question du «harvesting») est de savoir s'il ne s'agit pas de décès de personnes déjà très fragilisées et qui de toute façon, auraient succombé dans les jours qui suivent : les décès associés à la pollution atmosphérique seraient anticipés de seulement quelques jours, chez des personnes déjà

malades et cet excès de décès serait compensé par une diminution du nombre de décès, les jours qui suivent. S'il en est ainsi, d'un point de vue économique, il ne faut pas utiliser une Valeur Economique d'un Décès (VED) pour estimer les coûts associés, cet excès de mortalité se traduirait pas des coûts minimes, voire nuls. Dans son rapport, Sylvia Medina (D.2.4) indique que les résultats récents montrent que cet effet «harvesting» s'applique surtout au niveau de la mortalité respiratoire, mais qu'au niveau cardiovasculaire, une augmentation de la probabilité de décès pour crise cardiaque ne s'accompagne pas d'une diminution de la probabilité de décès dans les jours ni dans les mois qui suivent : ces personnes n'auraient peut-être jamais fait d'accident cardiaque à moyen terme, si elles n'avaient pas été victimes de la pollution.

Cela pose des problèmes délicats pour l'évaluation économique. Si on dispose par ailleurs de fonctions E/R sur les effets de long terme du polluant considéré, il est alors préférable d'utiliser ces données et non celles de court terme.¹¹ Faute de données de long terme, l'évaluation de cette mortalité doit se faire de manière très précautionneuse. Les résultats cités suggèrent de distinguer entre la mortalité pour causes respiratoires et la mortalité pour causes cardio-vasculaires. L'estimation de la perte d'espérance de vie liée aux effets de court terme sur la mortalité cardio-vasculaire mérite des recherches plus approfondies.

4134 Effets de long terme

L'effet de long terme des particules sur la mortalité est jugé plausible par les spécialistes : l'exposition répétée aux particules, l'inhalation cumulée de particules dans les poumons peuvent certainement entraîner une détérioration de l'appareil respiratoire et du système cardio-vasculaire. Cela signifie toutefois qu'une mesure pertinente du risque encouru par les personnes serait une mesure de l'exposition cumulée, quelque chose qui aurait les caractéristiques d'une variable de «stock». Or les fonctions E/R des études de cohortes ont été calculées par rapport aux mesures moyennes de concentration observée pendant la période d'observation de la cohorte. Par exemple, pour l'étude de Pope et al. [1995], les calculs ont été faits par rapport à la moyenne des concentrations de particules observées pendant la période 1979–1983. Or les effets sanitaires observés sont la résultante de l'exposition de ces années-là mais aussi de l'exposition passée. La fonction E/R qui est exprimée par rapport à des $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'exposition est donc exprimée dans une unité inadéquate : l'exposition est une variable de «flux». Une unité plus correcte serait peut être des $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'exposition permanente depuis la naissance.

Ceci pose le double problème suivant.

¹¹ On ne peut sommer les deux types de mortalité. En effet, comme l'indique Künzli et al. [sous presse], la pollution joue de 3 façons dans la mortalité :

- l'exposition répétée à la pollution peut favoriser une pathologie qui peut conduire à une issue fatale,
- un épisode ponctuel de pollution peut déclencher un événement fatal (crise cardiaque...) chez une personne qui ne souffrait pas de pathologie particulière,
- un épisode ponctuel de pollution peut déclencher un événement fatal chez une personne qui était déjà fragilisée.

La troisième catégorie correspond à la question du «harvesting». Les études de cohorte permettent de mesurer les effets de la pollution pour les 2 premiers types de mortalité alors que les études de court terme mesurent celles des 2 derniers types. Utiliser simultanément les deux types de données conduit à un double comptage. Il vaut mieux ne tenir compte que des seuls effets de long terme car ce sont ceux qui sont quantitativement et qualitativement les plus importants. Cela conduit à ne pas tenir compte du 3ème type de mortalité, mais comme on l'a déjà remarqué, il s'agit de décès anticipés de quelques jours à quelques mois.

- Si l'on décide d'une politique de réduction de la pollution de l'air, les bénéfices sanitaires ne seront pas obtenus immédiatement dans leur intégralité puisque la pollution passée continuera à produire ses effets. Il y a donc une évolution transitoire. Du fait de l'actualisation, une vie sauvée dans 10 ans vaut moins qu'une vie sauvée aujourd'hui. Comment prendre en compte ces délais dans l'évaluation d'une politique d'abattement ?

- Depuis les années 40, les niveaux de pollution de l'air sont en diminution constante aux Etats-Unis et en Europe. Par conséquent, les effets sanitaires observés dans les études de cohorte sont en partie le résultat d'une exposition passée dont les niveaux étaient supérieurs à ceux dont il a été tenu compte dans ces études. Dès lors, ne faudrait-il pas corriger les fonctions E/R obtenues ?

Cadre général

En recourant à la modélisation, des études ont essayé de calculer les facteurs de correction à introduire. Nous faisons ci-dessous une présentation résumée des méthodologies employées et des résultats obtenus. L'idée commune aux deux études dont nous allons rendre compte est de s'inspirer des résultats sur l'évolution des Risques Relatifs des fumeurs après sevrage. On dispose dans ce domaine de données assez nombreuses et on peut admettre que les mécanismes physiologiques pour la pollution de l'air et pour le tabagisme sont comparables. Le Risque Relatif de mortalité d'un fumeur (toutes causes de mortalité confondues) est d'environ 1,3¹² (il est de près de 20 pour le seul cancer du poumon).

À partir d'une méta-analyse de 7 études, Lightwood et Glantz (1997) ont estimé qu'une forme exponentielle était optimale pour modéliser l'évolution du Risque Relatif (RR) de mortalité associé au sevrage tabagique :

$$RR_t = RR + (RR_0 - RR) \times \exp\left(-\frac{t}{\tau}\right) \quad (1)$$

où t est le temps écoulé (en années) depuis le sevrage,

RR_0 représente le Risque Relatif de décès avant sevrage ($t=0$),

RR représente le Risque Relatif de décès des non fumeurs,

τ est un facteur temps (plus il est élevé, plus la convergence vers le Risque Relatif des non fumeurs est lente).

Selon les causes de mortalité, la valeur du facteur temps diffère : elle est plus faible pour les causes cardio-vasculaires (l'effet du sevrage est rapide), (1,6 selon Lightwood et Glantz, 1997, pour les infarctus aigus du myocarde, 3,2 selon LEKSELL 2000, pour les infarctus cardiaques fatals) et plus élevée pour les causes respiratoires (6,5 selon LEKSELL, 2000, pour le cancer du poumon).

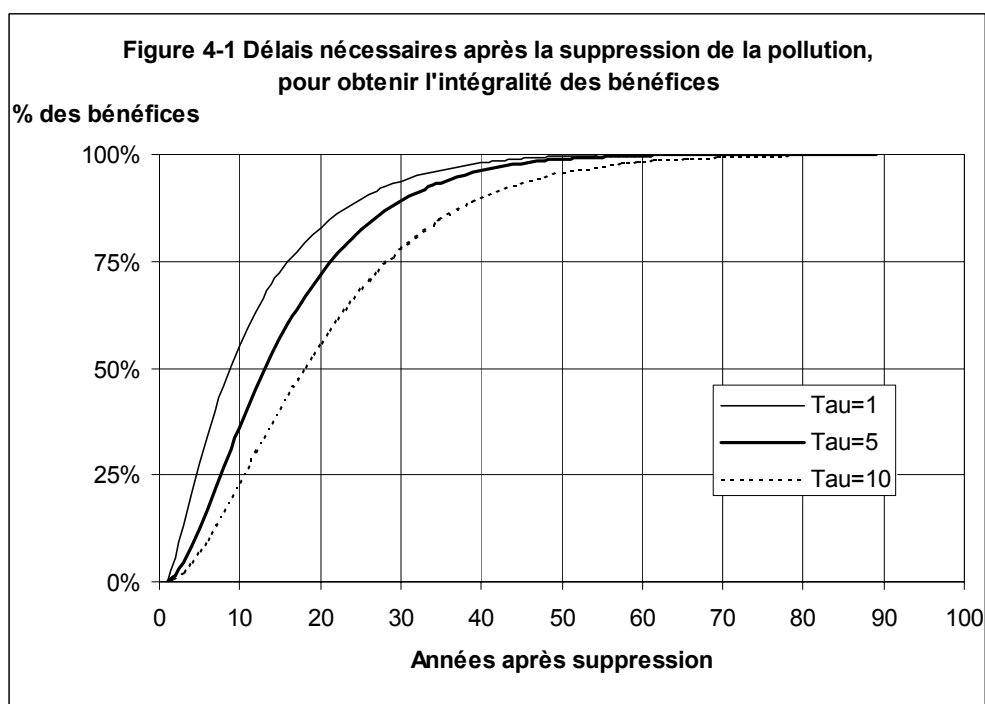
En matière de pollution de l'air, une politique de réduction est l'équivalent d'un sevrage chez les fumeurs et la relation précédente peut permettre de simuler l'évolution des bénéfices pendant la période transitoire où ils n'ont pas atteint leur maximum.

¹² Cela signifie que les taux de mortalité des fumeurs sont 1,3 fois plus élevés que celui des non-fumeurs.

Prise en compte des effets de long terme dans une évaluation économique

L'objectif du travail de Chanel et al. [2000] est d'étudier l'évolution des bénéfices retirés d'une politique de réduction de la pollution de l'air. Cette simulation est faite en suivant l'évolution d'une cohorte (se renouvelant avec un nombre constant de naissance) qui, partant d'un état stationnaire correspondant aux taux de mortalité observés en France, serait soumise à une baisse du Risque Relatif de mortalité lié à l'exposition à la pollution atmosphérique. À terme, la cohorte atteint un nouvel état stationnaire correspondant aux taux de mortalité réduits. Les auteurs ont comptabilisé les années de vie vécues chaque année au sein de la cohorte, l'augmentation du nombre d'années de vie traduit les bénéfices sanitaires (en terme de mortalité) de cette politique.

Le graphique 4-1 montre l'évolution de ces bénéfices à partir de la mise en place d'une réduction définitive de la pollution de l'air, en fonction de différents facteurs temps τ (1, 5, 10)¹³.

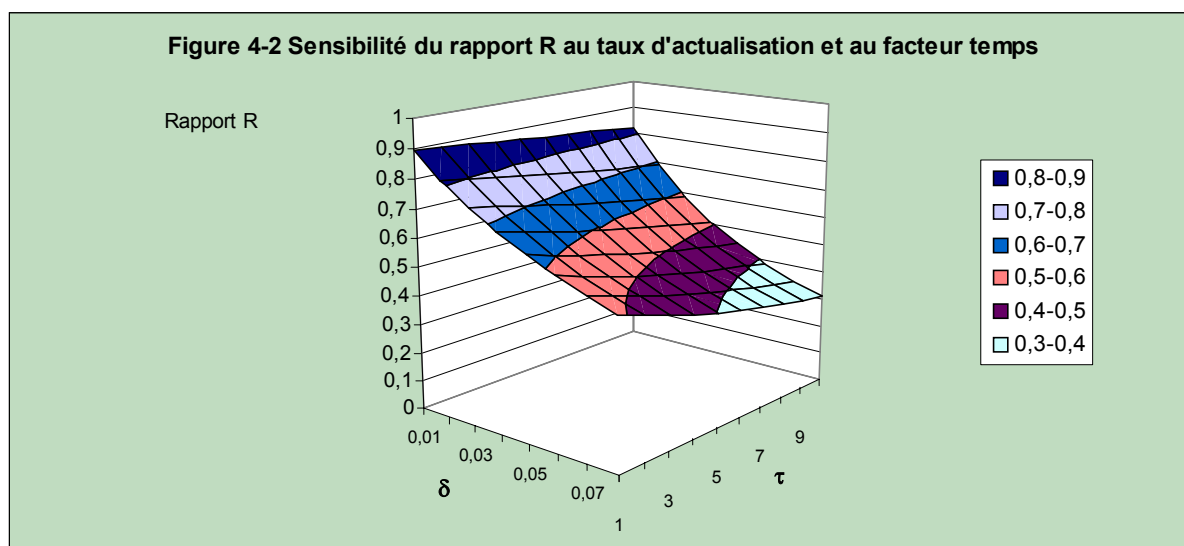


Les simulations ont été faites pour différentes valeurs hypothétiques de réduction du Risque Relatif et les résultats montrent que l'évolution des bénéfices relatifs (c'est à dire exprimés par rapport au bénéfice maximal de long terme) est insensible à la valeur de la réduction du Risque Relatif considérée¹⁴. Il faut environ 15 ans pour obtenir 50% des bénéfices et le passage de $\tau = 1$ à $\tau = 10$ rallonge de 5 ans les délais pour obtenir 25 % des bénéfices et de 10 ans pour obtenir 75 % des bénéfices. En terme de calcul économique, la somme des bénéfices actualisés va dépendre fortement de ces délais. Si le facteur temps τ et le taux d'actualisation sont élevés, l'intérêt économique d'une réduction de la pollution de l'air sera réduit.

¹³ Les résultats épidémiologiques que les auteurs ont considéré ne quantifiaient l'augmentation du Risque Relatif sur la mortalité que pour les personnes de plus de 30 ans. Par conséquent, seule une diminution des taux de mortalité des plus de 30 ans a été considérée et selon des pourcentages de réduction identiques à tous les âges de plus de 30 ans.

¹⁴ Par conséquent, les facteurs de correction proposés par les auteurs sont indépendants de la réduction du Risque Relatif et donc des valeurs des fonctions E/R et des niveaux de réduction envisagés de la pollution de l'air.

Les auteurs se sont attachés à estimer l'erreur de surestimation des bénéfices économiques si l'on ne tient pas compte des délais, par exemple, l'erreur que l'on ferait si on considérait sur la base d'une estimation des coûts économiques de la pollution (cf les études telles que celle de SOMMER et al., 1999), qu'une politique de réduction de la pollution de l'air se traduira par une baisse immédiate et proportionnelle de ces coûts. Cela revient à estimer que l'on obtiendrait immédiatement la totalité des bénéfices sanitaires de long terme. Les auteurs ont donc calculer le rapport (noté **R**) entre la somme des bénéfices actualisés (tenant correctement compte des délais) et la somme actualisées du bénéfice annuel maximal. Le graphique 4-2 montre la dépendance de ce rapport **R** en fonction du taux d'actualisation δ et du facteur temps τ .



Les valeurs de **R** se situent entre 0,3 et 0,9, avec notamment une valeur de 0,6 sous des hypothèses plausibles ($\delta=0,04$ et $\tau=5$). Ceci signifie qu'une analyse coût-bénéfice qui ne tient pas compte des délais surestimerait donc les bénéfices approximativement de 10 à 300%. On observe que les valeurs sont plus faibles lorsque δ et τ sont grands.

En généralisant la fonctionnelle exponentielle d'évolution du Risque Relatif, on peut généraliser cette méthodologie et étudier les bénéfices d'une politique progressive de réduction de la pollution de l'air. Les auteurs ont par exemple considéré une politique de réduction (linéaire) en 10 ans de 25% de la pollution de l'air, en reprenant les données de SOMMER et al. [1999] :

- augmentation du Risque Relatif de mortalité de 4,3% pour $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ supplémentaire d'exposition au PM10,
- une pollution moyenne en PM10 d'origine anthropique de $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la France.

Deux valeurs de l'année de vie sauvée ont été utilisées:

- une valeur fondée sur le PNB/hab : 22 256 EUR en 1999,
- une valeur déduite d'une VED de 1,4 Million d'EUR¹⁵, correspondant à des accidents de la route : sous l'hypothèse que cette VED correspond à 40 années actualisées de vie perdue, on

¹⁵ Valeur utilisée par SOMMER et al. [1999] reprise des résultats de CARTHY et al. [1998].

obtient une valeur de l'année de vie qui dépend du taux d'actualisation (elle croît avec le taux d'actualisation).

Les auteurs ont calculé un coût annuel maximal : si le coût annuel réel de la politique de réduction est inférieur à cette valeur, les bénéfices sanitaires en terme de mortalité suffisent à rendre cette politique coût-bénéfique. Pour un taux d'actualisation de 4% et une valeur du facteur temps τ de 5, les résultats sont indiqués dans le tableau 4-2.

Tableau 4-2 Coût annuel maximal d'un abattement de 25 % ($4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) du niveau des PM10 (en millions d'EURO).

	Valeur d'une année de vie basée sur le PNB/hab *	Valeur d'une année de vie déduite de la VED *
Estimation correcte : Prise en compte du délai	1 457 (902-2 018)	4 452 (2 757-6 167)
Surestimation des bénéfices : Non prise en compte du délai	2 471 (1 530-3 423)	7 551 (4 675-10 460)

* : intervalle de confiance à 95% basés sur les données épidémiologiques entre parenthèses.

Ce travail montre que l'on dispose d'outils de modélisation pour tenir compte correctement des effets de long terme dans des études coût-bénéfices. Dans un travail parallèle partant de la même fonctionnelle d'évolution du Risque Relatif, Leksell et Rabl [2000] se sont attachés à calculer le coût marginal d'une exposition supplémentaire. La problématique d'évaluation est différente du travail précédent : au lieu d'évaluer une politique d'abattement qui aura des effets définitifs, on évalue ici le coût d'une augmentation de la pollution pendant une courte période. On peut se servir de cette évaluation du coût marginal de l'exposition pour calculer le niveau d'une taxe sur les émissions.

Facteur de correction des fonctions E/R

Leksell et Rabl [2000] propose une modélisation qui peut permettre de corriger les fonctions E/R. Pour cela, ils introduisent une variable d'exposition totale (correspondant au stock cumulé des expositions passées) : pour une personne d'âge T, l'exposition totale est :

$$E(T) = \int_0^T e(t) \cdot \exp\left(-\frac{(T-t)}{\tau}\right) dt \quad (2)$$

où $e(t)$ est l'exposition de la personne à l'âge T et τ est un facteur temps et nous verrons que l'on peut l'interpréter comme étant identique à celui de l'équation de l'évolution du Risque Relatif.

Cette variable d'exposition totale permet de modéliser le fait que c'est l'exposition cumulée qui est importante, en tenant compte toutefois que l'exposition d'il y a 10 ans possède moins d'effet que l'exposition présente. L'idée est que le Risque Relatif de la personne d'âge T dépend de $E(T)$ et non de $e(t)$. On peut remarquer que si à la date $T' < T$, l'exposition devient nulle (sevrage), alors

$$E(T) = \exp\left(-\frac{(T-T')}{\tau}\right) \cdot E(T') \quad (3)$$

Par conséquent, si le Risque Relatif est une fonction linéaire de $E(T)$, alors on retrouve l'équation (1) et le facteur temps τ est le même.

Si l'exposition était constante au cours du temps, alors on aurait simplement,

$$E(T) = (1 - \exp(-\frac{T}{\tau})).\tau e \quad (4)$$

Dans ce cas, pour des âges $T > 30$, on a $E(T)$ très proche de $\tau.e$ même pour des valeurs élevées de τ (10 par exemple). Par conséquent, la fonction E/R pourrait et devrait être exprimée par rapport à des « $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'exposition constante ». Pour construire leur fonction E/R , Pope et al. [1995] se sont fondés sur les mesures de concentrations moyennes des années 79-83. Le résultat obtenu serait correct si les concentrations étaient constantes depuis un grand nombre d'années, ce qui n'est pas le cas puisque la pollution de l'air mesurée par l'indicateur retenu est en diminution constante depuis des décennies. Leksell et Rabl [2000] ont tenté d'estimer le rapport¹⁶ :

$$\frac{\int_{-\infty}^{1985} e(t). \exp(-\frac{(1985-t)}{\tau}). dt}{\tau.e_{79-83}} \quad (5)$$

c'est à dire le rapport entre la vraie exposition totale et l'exposition totale qui correspondrait à une exposition constante égale aux valeurs observées de 79 à 83. Ce rapport est la mesure de la surestimation de la vraie valeur de la fonction E/R : il conviendrait de diviser les résultats de Pope [1995] par ce rapport.

Pour estimer ce rapport, les auteurs n'ont pu disposer de mesures de pollution pour les années antérieures à 1979 pour les Etats-Unis et se sont donc contentés de données sur les émissions. Les valeurs qu'ils trouvent dépendent du facteur temps : pour $\tau = 5$, il est de 1,1, pour $\tau = 10$, il passe à 1,2. Les auteurs proposent un facteur correctif de 1,17.

Ces travaux montrent que l'on peut apporter des réponses quantitatives aux incertitudes épidémiologiques et économiques liées au fait que l'on considère des effets de long terme. Les résultats proposés sont eux-mêmes incertains (puisque on ne sait notamment pas quelle est la bonne valeur du facteur temps) mais cela permet néanmoins de faire une analyse de sensibilité et donc de quantifier cette incertitude.

414 Expositions individuelles

Mieux connaître les expositions individuelles apparaît comme une priorité essentielle. Notons toutefois que cette meilleure connaissance ne permettra pas nécessairement de réaliser des évaluations plus précises : comme nous l'avons indiqué ci-dessus (cf. 4111), les fonctions E/R ont pour la plupart été établies sur des données issues de réseaux de mesure et de ce fait, ont vocation à être réutilisées sur ce type de données. Toutefois, mieux connaître les expositions réelles permettrait de guider les actions possibles en identifiant les sources importantes de polluants et en protégeant les personnes.

Dans les parties 1 et 2 du tome 2, portant sur la caractérisation de la pollution extérieure et intérieure, Renaudot et Y. Le Moullec dressent un état des lieux des connaissances actuelles et des efforts de recherche à accomplir pour mieux connaître les expositions individuelles et les risques encourus.

Faute de pouvoir mesurer directement les expositions individuelles à large échelle, les réseaux de mesure de la pollution extérieure restent l'outil privilégié pour contrôler le niveau de la pollution. Un enjeu important est que les mesures réalisées soient représentatives des

¹⁶ La date de 1985 apparaît dans la formule car la cohorte a été suivie jusqu'en 1985.

expositions réelles et des risques encourus par la population. Comme l'indique C. Renaudot; cela pose différents problèmes.

Celui du choix des indicateurs de pollution. Comme certains polluants sont difficile à mesurer, par exemple les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, on peut envisager de les mesurer indirectement en suivant des polluants qui sont fortement corrélés tels que les oxydes d'azote ou le monoxyde de carbone.

Celui de la variabilité spatiale de la pollution. On distingue notamment les mesures de fonds (capteurs situés à distance des axes routiers) des mesures de proximité. Quelles sont les mesures les plus représentatives de l'exposition de la population ? Cela dépend de la situation. Il est par exemple probable que pour les sites résidentiels, les appartements sur cour ou aux étages supérieurs sont dans des situations de pollution de fond alors que les habitations donnant sur un axe routier important sont plutôt dans des situations de proximité.

Celui de la variabilité temporelle de la pollution. De nombreux polluant possèdent une variabilité horaire et journalière importante. Cela pose des problèmes de prévision des pics de pollution, et des problèmes pour estimer les expositions d'une population qui se déplace en cours de journée.

Parallèlement à cet affinement de la mesure et de la prévision de la pollution de l'air extérieure, une meilleure connaissance de ce qui se passe à l'intérieur permettrait comme l'indique Y. Le Moullec, dans ses conclusions et recommandations, de limiter les expositions dangereuses. En identifiant les sources intérieures et dangereuses¹⁷, en identifiant les situations de fortes expositions (parking souterrain, tunnels, lieux mal ventilés...) et en comprenant mieux les transferts extérieur-intérieur, on pourrait en déduire des mesures possibles : conseils à la population (conduite à tenir, aération...), choix de matériaux...

42 INCERTITUDES ET DECISIONS PUBLIQUES

L'exercice d'évaluation économique est, et restera encore longtemps, entaché de larges et incertitudes et de nombreuses zones d'ombre que nous avons passées en revue :

- incertitudes scientifiques dans les connaissances de la pollution de l'air et en épidémiologie (partie 41 du tome 1),
- incertitudes sur les valeurs économiques (partie 2 du tome 1),
- écart entre la perception subjective de la pollution de l'air et les données scientifiques (partie 1, 2 et 31 du tome 1),
- grande sensibilité des niveaux d'émission à de nombreux paramètres (partie 32 du tome 1),

Compte tenu de ces incertitudes, comment prendre en compte les résultats d'une évaluation monétaire des effets de la pollution atmosphérique ? Pour certains, l'existence de ces incertitudes constitue une justification pour ne pas en tenir compte, ce qui est problématique à plusieurs titres.

421 Pourquoi prendre en compte des résultats incertains ?

Tout d'abord, ne pas tenir compte d'un risque du fait qu'il est mal mesuré revient en fait à lui donner une mesure nulle¹⁸, c'est tout simplement lui accorder une valeur économique

¹⁷ Par exemple, les appareils de cuisson au gaz sont une source importante de dioxyde d'azote.

¹⁸ Du point de vue la théorie de la décision dans le risque, c'est faire preuve d'un grand amour du risque.

nulle et, sans le dire, faire de l'évaluation économique. On devrait donc appliquer les règles du calcul économique dans l'incertain, bien qu'il faille avouer que l'on ne dispose pas d'outils adéquats dans la théorie économique standard. Le calcul économique dans l'incertain suppose que l'on dispose de probabilités sur l'incertitude et que l'on peut dès lors faire du calcul d'espérances. On voit bien que dans les incertitudes que nous avons recensées, on ne dispose guère de probabilités pour les mesurer. À cet égard, nous pouvons suggérer une voie de recherche. Récemment, il a été développé dans la théorie de la décision dans l'incertain des modèles non-Bayésiens. Peut-être pourrait-on développer des règles de calcul économique à partir de ceux-ci ?

Ensuite, il faut nuancer l'ampleur des incertitudes car elles diffèrent selon l'objet de l'évaluation : on est beaucoup moins incertain qu'une réduction de la pollution de l'air aura bien les effets évalués lorsqu'elle est globale que lorsqu'elle est ciblée sur un polluant. On peut douter que les particules fines aient réellement les conséquences évaluées, on doute moins sur le fait que la pollution de l'air dans son ensemble ait bien les effets mesurés. Par conséquent, lorsque l'on envisage des questions d'internalisation, il faut donc s'interroger sur les effets qu'aura l'outil introduit : agira-t-il sur la pollution globale ou seulement de manière ciblée sur quelques polluants ?

Par ailleurs, les sources d'une externalité sont souvent également les sources simultanées de plusieurs externalités. De ce fait, agir sur une source en cherchant à traiter une externalité particulière peut avoir des conséquences associées positives sur les autres externalités. Par exemple, Butraw et al. [1999] étudient le fait qu'une taxe sur le carbone imposée aux producteurs d'électricité aux Etats-Unis pour réduire les émissions de gaz à effet de serre, pourrait avoir également des effets sur les émissions d'oxydes d'azote ou de dioxyde de soufre, car cette taxe pourrait inciter les producteurs à une amélioration de l'efficacité énergétique ou à une réduction de l'utilisation du charbon.

En tant que sources de multiples externalités, les transports routiers sont exemplaires : réchauffement climatique (émissions de gaz à effet de serre), effets sur la santé (émissions de particules, d'oxydes d'azote...), effets sur les bâtiments et les cultures, bruit, congestion, effet de coupure... Or les évaluations de ces externalités sont toutes très incertaines et notamment l'évaluation économique des conséquences de l'émission de gaz à effet de serre est bien plus incertaine que celles des effets sur la santé de la pollution atmosphérique. Ceux qui suggèrent de ne tenir que faiblement compte des effets sur la santé de la pollution atmosphérique, suggèrent également de faire de même pour le réchauffement climatique, le bruit,...

Considérer séparément chacune des externalités, et déclarer qu'il ne faut pas en tenir compte du fait des incertitudes existantes revient finalement à supposer que les valeurs économiques de ces externalités sont simultanément nulles. C'est assurément une hypothèse très optimiste et beaucoup plus forte que la nullité de chacune de ces externalités prise séparément. À tout le moins, lorsqu'on analyse les effets négatifs d'une activité humaine, il faut mener une analyse **globale** de l'ensemble des externalités qu'elle produit.

Enfin, l'arrivée progressive de connaissances supplémentaires¹⁹ laisse espérer que ces incertitudes se réduiront dans le futur. La théorie économique nous enseigne que l'attente d'arrivée d'information ne doit pas nous conduire à différer les mesures de limitation des risques. Au contraire, en présence d'irréversibilités, l'arrivée d'information doit nous conduire

¹⁹ Il est probable que l'amélioration des connaissances en matière d'effets sur la santé de la pollution atmosphérique sera lente. Par contre, celles sur le réchauffement climatique sont plus rapides.

à prendre des mesures plus drastiques (problématique de la valeur d'option introduite par Claude Henry [1974]). Or ces irréversibilités existent pour les problèmes de pollution qui nous occupent, notamment en matière de transport : la demande de transport dépend essentiellement d'éléments structurels très inélastiques à court terme.

422 Le cas des transports routiers

Il est intéressant de d'examiner le cas des transports routiers et d'analyser les différents types de mesures envisageables à la lumière des éléments que nous venons d'évoquer. Pour limiter la pollution atmosphérique due aux transports routiers, on peut chercher à réduire les taux d'émissions au km /parcouru et (ou) le nombre de km parcourus.

4221 Réduction des taux d'émission

On peut citer comme éléments ayant des effets positifs sur les taux d'émissions :

- améliorations technologiques (filtres à particules, carburation plus propre...),
- substitution (remplacement des véhicules essences et diesels par des véhicules GPL ou électrique, remplacement de vieux véhicules par des véhicules neufs),
- amélioration de l'entretien des véhicules,
- fluidification du trafic (amélioration de la signalisation, construction de nouvelles infrastructures...)

Les mesures politiques favorisant la mise en œuvre de ces éléments sont diverses : imposition de normes de pollution, fiscalité verte incitative en faveur des moteurs propres, prime à la casse, renforcement du contrôle technique...

C'est en fait la politique qui a été menée jusqu'à présent. Elle a de nombreux avantages (politiques) : ce sont des mesures indolores (par exemple, les automobilistes ne se rendent pas compte de l'impact des normes sur le prix de leur véhicule neuf) et qui ne remettent pas en cause les options prises en terme de choix de société (le « tout automobile »). Elle a aussi de nombreux inconvénients :

- Les effets sont ciblés : ce sont souvent seulement les émissions d'un unique polluant sur lequel on se focalise.
- Les effets sont limités : ne jouer que sur les émissions de polluants n'aura aucun effet sur les autres externalités (bruit, congestion...)
- La demande en transport n'est pas maîtrisée : ce que l'on gagne par des améliorations technologiques peut fort bien être partiellement perdu par ailleurs (augmentation du volume des déplacements individuels, ...).

Sur ce dernier point, les résultats d'une étude récente de l'Agence Européenne de l'Environnement (2000) sur l'évolution de l'efficacité énergétique dans les transports depuis le début des années 70 est édifiante. Alors que les moteurs, pour une cylindrée donnée, sont devenus moins gourmands en carburant (une baisse d'environ 30%), la dépense énergétique par km / voyageur transporté en automobile est restée constante ! En effet, pendant cette même période, on a observé plus de congestions, moins de passagers par véhicule, une augmentation du poids des véhicules (à gamme donnée), les trajets se sont réduits en distance...

- Les irréversibilités se renforcent. Les déplacements en véhicules particuliers croissent plus vite que les autres modes de déplacements. Il est très coûteux d'inverser cette tendance et d'autant plus que la part de l'automobile est importante.

4222 Réduction des kilomètres parcourus

Les éléments suivants vont dans le sens d'une diminution des kilomètres parcourus:

- le développement du covoiturage,
- la limitation d'accès des automobiles en centre ville,
- la substitution par les transports publics,
- la re-densification des zones urbaines.

Les mesures politiques pour favoriser de telles évolutions sont également diverses : péages urbains, développement du réseau de transport public, taxation de l'usage des places de parking sur les lieux de travail...

La mise en œuvre d'une politique dont l'inspiration serait d'inverser la tendance actuelle à l'augmentation de l'usage de la voiture est difficile : les coûts sont beaucoup moins indolores, les résultats plus aléatoires. C'est en un sens, un problème de choix de société. Mais c'est une politique plus ambitieuse dont les effets seraient multiples : diminution globale de la pollution de l'air, réduction simultanée de toutes les externalités.

Un des enseignements que nous tirons de cette discussion, est que la présence d'incertitude et d'externalités multiples impliquent qu'il faut se livrer à une analyse globale lorsque l'on s'attache à des problèmes d'internalisation.

43 RECOMMANDATIONS ET PISTES DE RECHERCHE

Pour conclure cette synthèse, nous reprenons quelques une des recommandations et pistes de recherche qui apparaissent par ailleurs dans le rapport (parties 1 à 4 du tome 2).

431 Amélioration des connaissances en matière de pollution atmosphérique

* Mieux connaître les expositions individuelles, notamment pour pouvoir déterminer les circonstances qui génèrent les épisodes de pointes de pollution dans les locaux, et mieux apprécier l'exposition des personnes dans différents environnements fréquentés pendant de courts laps de temps : moyens de transport, parkings souterrains, centres commerciaux, restaurants,... Ceci nécessite de développer des moyens de mesure moins encombrants et moins bruyants que les appareils actuels et qui soient capables de récupérer des données sur des durées d'intégration de l'ordre de quelques minutes.

* La mesure pondérale des particules (PM₁₀ ou PM_{2,5}) fournit une appréciation globale insuffisante tant pour évaluer leur toxicité que pour identifier les différentes sources intérieures et quantifier leur contribution. Des études sont donc à promouvoir afin d'étudier plus complètement la granulométrie des particules de l'air intérieur et leur composition chimique.

* Le taux de renouvellement d'air dans un local est un déterminant fondamental des teneurs intérieures en polluants. C'est un paramètre dont la distribution des valeurs mériterait d'être

précisée sur un large échantillon de bâtiments, surtout en ventilation naturelle. Par ailleurs, il serait important d'étudier l'influence des pratiques d'aération des résidents et d'évaluer la performance des dispositifs de ventilation mécanique et de traitement de l'air dans les conditions réelles de fonctionnement.

* Pour les polluants dont les sources intérieures sont importantes (par exemple NO₂ ou CO, qui sont émis principalement par les appareils de combustion domestique), les taux d'émission devraient être déterminés pour tous les dispositifs commercialisés. À l'instar de ce qui est pratiqué pour les émissions des véhicules automobiles, ce travail devrait porter sur des équipements neufs et sur des échantillons provenant du parc installé fonctionnant dans les conditions réelles d'utilisation.

* Il faut affiner le développement de modèles statistiques qui sont un outil essentiel venant en complément des réseaux de mesure. Ils permettent d'une part de donner une description continue dans l'espace du champ de pollution alors que l'observation reste une méthode discrète. Ils permettent aussi de donner une information sur des polluants non mesurés ou non mesurables. Enfin, ils constituent des outils de simulation qui permettent d'estimer l'effet d'une modification des émissions. Cela permet par exemple, d'étudier l'efficacité des actions correctives (restriction de circulation...).

432 Recommandations pour l'évaluation socio-économique

* Les études empiriques sur le CAP pour une réduction des risques sanitaires liés à la pollution de l'air doivent être une priorité pour la plupart des pays européens, vu le manque actuel de données qui nécessite l'utilisation de données nord-américaines. Elles devront concerner :

- le CAP pour une réduction de mortalité liée à la pollution de l'air, en prenant explicitement en compte le contexte du risque et sa perception par la population, l'âge et la réduction d'espérance de vie des personnes concernées,
- le CAP pour une réduction de morbidité liée à la pollution de l'air, et en particulier les études sur les impacts sanitaires spécifiquement liés à la pollution atmosphérique, et le contexte du risque.

* L'amélioration de la connaissance des effets de long terme et de leur prise en compte. Il conviendrait d'étudier comment une réduction aujourd'hui va se traduire par une diminution de la mortalité et de la morbidité dans le futur, afin de disposer d'estimations réelles des bénéfices des politiques de réduction de la pollution. De même, le mécanisme de report des coûts sanitaires associés à une réduction de la pollution atmosphérique mériterait d'être approfondi.

* L'amélioration des **enquêtes qualitatives** et de **l'observation des comportements** individuels est nécessaire car ce champ souffre d'importantes lacunes (voir également la partie 4 du tome 2). En effet, dans le meilleur des cas, les travaux portant sur ces thèmes se contentent de recueillir et d'analyser les discours des individus. L'observation effective des pratiques des acteurs sociaux, de leurs comportements quotidiens vis-à-vis des transports par exemple fait cruellement défaut. En effet, si dans certaines enquêtes, les gens parlent de leurs pratiques, cela reste du discours. Et les sociologues et anthropologues ont amplement montré l'écart qui existe toujours entre discours et pratiques réelles ainsi que l'importance d'analyser cet écart pour comprendre le jeu social. Il paraît donc particulièrement judicieux de mettre en œuvre une recherche socio-anthropologique portant tout à la fois sur les discours des

individus et sur l'observation de leurs pratiques autour des objets pollution de l'air et transports.

* L'analyse de manière plus fine des représentations que les acteurs sociaux ont de l'air, de la pollution, des moyens de transports, et ce qu'ils signifient pour eux permettrait de mieux appréhender les raisons des choix qu'ils font en matière de transport. D'un point de vue opérationnel, cela contribuerait à une meilleure définition des politiques de report modal par exemple.

433 Recommandations pour l'évaluation

* Même si les économistes et les décideurs politiques préféreraient réaliser des évaluations indépendantes pour chacun des polluants car les résultats seraient d'une utilisation plus simple, il faut se garder de faire dire aux données épidémiologiques plus qu'elles n'expriment. Pour les épidémiologistes, il paraît préférable d'adopter une approche globale du phénomène complexe qu'est la pollution atmosphérique et de considérer les polluants atmosphériques plutôt comme des **indicateurs** de cette pollution. Les études d'évaluation doivent s'adapter à ce constat.

* Dans l'objectif d'évaluer l'impact monétaire des effets de la pollution atmosphérique sur la mortalité, il est recommandé de retenir les résultats d'études sur la mortalité à long terme plutôt que ceux basés sur les études temporelles, car ces dernières sous-estiment l'effet global de la pollution et de plus, les résultats qu'elles donnent correspondent en fait au nombre de décès « anticipés » par la pollution cette année-là, qu'il serait incorrect d'interpréter comme un excès de mortalité annuelle.

* Le nombre de cas attribuables est souvent interprété comme le nombre de cas évitables si l'exposition disparaissait. Une grande prudence est conseillée dans ce type d'interprétation. D'abord, si l'on considère les effets à long terme, le bénéfice d'une réduction des niveaux de pollution prendrait des années avant d'être mis en évidence. Puis, le calcul du risque attribuable ne prend pas en compte les autres facteurs de risques contributifs. La suppression d'un seul facteur de risque (la pollution, dans notre cas) conduit à l'augmentation de l'importance relative et de la contribution des autres risques et causes de mortalité et de morbidité. Or il est bien connu que pour les maladies multifactorielles, la somme des cas attribuables à différents facteurs de risque peut être supérieure à 100%. Des mesures d'impact qui prennent en compte des risques compétitifs devraient se développer.

* Le développement de méthodes standardisées d'évaluation des impacts sanitaires est nécessaire pour assurer la comparabilité des résultats entre projets ou pays, et, au cours du temps, pour évaluer les bénéfices de stratégies de réduction de la pollution de l'air.

* L'étude de la morbidité de long terme doit absolument être développée, dans la mesure où elle est susceptible d'entraîner des coûts sanitaires bien supérieurs à ceux associés à la morbidité aiguë, du fait de la gravité et du caractère répétitif des affections.

434 Recommandations en terme d'utilisation des évaluations

* Une évaluation monétaire est une tentative pour mesurer l'impact en terme de bien être des effets de la pollution de l'air et a pour but de représenter les préférences des personnes. Il faut noter que le résultat obtenu ne correspond pas nécessairement aux préférences réelles des

personnes. Ce serait le cas si les personnes avaient les mêmes informations concernant les effets de la pollution de l'air que les experts qui ont procédé à l'évaluation par une méthode de type « impact pathway ». Une politique qui serait fondée sur les résultats d'une évaluation, mais pour laquelle au préalable, aucun effort d'information n'aurait été fait, risque de s'avérer décevante en terme d'acceptabilité publique.

* Les sources de la pollution atmosphérique sont souvent des sources de multiples externalités négatives, c'est le cas des transports routiers par exemple. En pareil cas, lorsque l'on aborde une problématique d'internalisation, une analyse globale des externalités est nécessaire : on ne peut traiter chaque problème de manière séparée.

43 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES DES ARTICLES NON FICHES ²⁰

- Agence Européenne de l'Environnement (2000), adresse internet : <http://www.eea.eu.int/>, janvier.
- Burtraw D., Krupnick A., Palmer K., Paul A., Toman M., Bloyd C (1999), Ancillary benefits of reduced air pollution in the US from moderate greenhouse gas mitigation policies in the electricity sector, Resources For the Future discussion paper 99.51, 1999
- Henry C. (1974), Investment Decisions Under Uncertainty : The Irreversibility Effect, *American Economic Review*, 64, p. 1006-1012
- Chanel O., Masson S., Scapecchi P. et Vergnaud JC, (1999), Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population française : Une approche européenne, Rapport effectué pour l'Ademe dans le cadre du programme Prédit, n°98003008, Décembre 1999, 62 p.
- Chanel O., Scapecchi P. et Vergnaud JC, (2000), Long term health effects and economic valuation of public policies : an application to air pollution in France, Document de travail Eurequa-Greqam, décembre, 27 p.
- Künzli N, Medina S, Kaiser R, Quénel P, Horak F Jr, Studnicka M. (2001), Assessment of air pollution attributable deaths: should we use time-series or cohort study based risk estimates? *Am. J. Epidemiol.* sous presse.
- Laden F., Neas L., Dockery D., et Schwartz J., 2000, Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six US cities, *Environmental Health Perspectives*, Vol. 108 :10, p. 941-47, October.
- Leksell I. et Rabl A. (2000), Air pollution and mortality : quantification and valuation of years of life lost, working paper, 24 p.
- Lightwood JM and Glantz SA (1997), "Short term economic and health benefits of smoking cessation. Myocardial infarction and stroke", *Circulation*, 96, p. 1089-96
- Pope C, Thun M, Namboodiri M, Dockery D, Evans J, Speizer F, et al. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults, (1995), *Am J Respir Crit Care Med*;151:669-74.
- Quénel P. et al. (1999), Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain, Institut de Veille Sanitaire, rapport de l'étude Surveillance Epidémiologique Air et Santé, mars 1999, 148 p.
- Spengler JD, Brauer M, Koutrakis P. (1990) Acid air and health *Environ. Sci. and Tech.*, 24(7) : 946-954.

²⁰ Pour les références fichées (en majuscules dans le texte), se reporter à la bibliographie à la fin du tome 1.

PARTIE 5

PRÉSENTATION DES FICHES DE LECTURE ECONOMIQUE

51 INTRODUCTION

Nous présentons la grille de lecture retenue pour l'analyse des fiches de la partie économique. Environ 300 articles, ouvrages ou rapports ont été collectés (voir la bibliographie générale à la fin du Tome 1), et les informations suivantes saisies : les auteurs et leurs initiales dans l'ordre où ils figurent dans le texte, l'année de publication, le titre exact de la source (rapport, étude, article, etc.), la période et les volume/pages, si il est publié. Parmi ces articles, une centaine, n'ont pas été repris dans les fiches de lecture, car leur apport était trop technique ou au contraire trop général. Ils ne correspondaient pas exactement à nos critères de sélection qui sont les travaux concernant les méthodes d'évaluation monétaire des effets de la pollution, les travaux d'évaluation monétaires proprement dit de la pollution de l'air, les études coût - efficacité, coûts - bénéfices, les décisions publiques à la suite des résultats d'experts. Ils seront néanmoins mentionnés dans la bibliographie avec la raison de leur abandon.

Concernant les 190 articles restant, une trentaine n'ont pas été fichés, soit parce qu'ils consistaient en une autre version d'un article déjà fiché, soit parce que des informations essentielles étaient absentes pour une exploitation. Les raisons de leur non fichage sont également mentionnées. Des fiches ont été réalisées pour les 160 articles restant, selon un modèle de fiche de lecture élaboré et amélioré au fil du temps²¹. Il doit permettre de repérer aisément le type de travail, les méthodes et les résultats apportés. Cette grille est reproduite ci-après, et chacun de ses champs commenté.

Compte tenu de la grande diversité des thèmes étudiés, la grille ne peut être complètement renseignée pour chaque étude d'une part, et chaque étude ne rentre pas forcément dans les cases de la grille. Ce qui n'a pu rentrer et qui nous a semblé essentiel de mentionner se trouve dans la partie « commentaires » ou sur une feuille à part, à la suite de l'étude.

Si certaines études concernent plusieurs pays ou plusieurs méthodes, une fiche par pays/méthode a été effectuée. Dans les cas extrêmes, l'information est présentée à part, sur un tableau adéquat.

Par souci de simplicité de consultation, et dans la mesure où certaines études traitent de plusieurs domaines (valorisations individuelles, évaluations monétaire des effets, analyse coût/efficacité), nous avons choisi de classer les fiches de lecture par ordre alphabétique dans l'Annexe²².

²¹ Nous remercions Dorothée Manière qui a activement collaboré à sa mise au point et a fourni les données permettant les conversions en US\$ 96.

²² L'Annexe ne figure que dans les rapports finals originaux. Si nécessaire, il convient de la demander auprès de la DRAST, Mission de la Recherche et de l'Innovation dans les Transports, en mentionnant la référence de la présente recherche (99MT81).

52 COMMENTAIRES SUR LA GRILLE

521 Aspects généraux

Num : Identification de la personne ayant rédigé la fiche : Laure CABANTOUS (LC), Dorothee MANIERE (DM), Petia MANOLOVA (PM), Marie-Anne SALOMON (MAS), AUTRE (AUT).

Titre : titre de l'article ou du rapport

Auteur(s) : tous les auteurs avec les prénoms, dans l'ordre où ils apparaissent dans l'article

Référence : référence exacte, la plus complète possible

Affiliation : affiliation des auteurs (université, centre de recherche, bureau d'étude)

Année de publication

Période d'étude : période ou année sur laquelle a porté l'estimation

(1) **Statut** : estimation de valeurs individuelles (VI), évaluation des effets (EE), analyse coût-bénéfices (ACB), analyse coût-efficacité (ACE),...

Pays : codification usuelle du pays (FR, NL, USA, RU, NZ,...)

(2) **Echelle** : LOcale, REGionale, NATionale, INTernationale

Population concernée (en millions)

(3) **Effets évalués** : MORTalité, MORBidité, VISibilité, MATÉriaux, AUTRes

(4) **Source** : polluant dont les effets sont évalués : CO, SO₂, NO_x, PARTicules, Ozone (O₃), Plomb (PB), Non Précisé (NP)

(5) **Méthode** : Méthode principale utilisée : Méthode d'Evaluation Contingente (MEC), Méthode des Dépenses de protection (MDP), Méthode des Prix Hédonistiques (MPH), Méthode des Coûts Marchands (MCM).

CHRO : Si des effets chroniques (mortalité ou morbidité) sont évalués, CHRO, sinon cette case est vide

RESUME : Résumé original en français (s'il existait) ou en anglais. S'il est trop long ou s'il n'existait pas, un résumé a été effectué.

RESULTATS : Ils sont exprimés en USD 1996. Les taux de change et les indices de prix à la consommation utilisés sont reproduits ci-après.

Dans la première colonne, ne sont repris que les effets évalués par l'étude, en les détaillant. Si l'étude ne concerne que la morbidité par exemple, et distingue 4 indicateurs, les indicateurs non pertinents (visibilité, mortalité, matériaux, autres,...) ont été remplacés par ceux présents dans l'étude.

Dans la seconde colonne, les résultats obtenus mentionnent s'il s'agit d'une estimation de valeurs individuelles / les résultats par cas utilisés s'il s'agit d'une évaluation des effets, et les intervalles de confiance éventuels, et la méthode (MEC, MDP, MCM, MPH).

La troisième colonne mentionne, si elles sont connues, les sources de la fonction de dommages utilisée (épidémiologique pour le sanitaire, autres pour les autres. Exemple : Ostro, 1997, ou Erpurs, 1994).

La quatrième colonne mentionne les valeurs totales par effet, c'est-à-dire le nombre de cas multiplié par les valeurs unitaires.

Les colonnes trois et quatre sont en principe vides si l'étude porte sur le calcul d'une valeur individuelle (pour un décès ou un épisode morbide par exemple).

Bénéfices totaux / an (somme des bénéfices valorisés, et intervalle de confiance éventuel). De même pour les coûts s'ils sont valorisés, et exprimés également en USD/hab/an (au sein de l'étude, ou par des calculs postérieurs effectués par nos soins lorsque l'information était disponible)

Actualisation : le taux utilisé (4% par exemple), et NON si aucun taux est utilisé.

522 Aspects techniques spécifiques

En fonction de l'article, les aspects techniques qu'il est important de connaître pour comparer les études sont mentionnés dans les cases spécifiques. On cherchera à les relever systématiquement dans les études.

Pour la MEC

Procédure (6) : courrier, téléphone, focus group, interview

Méthode de révélation (7) : enchère itérative ou jeu d'enchère, question ouverte ou directe, carte de payement ou liste, tout ou rien, classement contingent.

Taille de l'échantillon (8) : éventuellement plusieurs si plusieurs échantillons sont utilisés

Questionnaire (9) : le questionnaire est-il reproduit NON, PARTiellement, OUI entièrement

Pour la MPH

Données (10) : variable endogène de la fonction de Prix Hédonistique (marché immobilier : loyers, prix habitation,...; marché du travail : salaire)

Taille de l'échantillon (11) : éventuellement plusieurs si plusieurs échantillons sont utilisés.

Remarque : annualisation des différentiels de prix en CAP annuel, en appliquant la procédure utilisée par Brookshire, Harrison et Portney ($PH = \sum_{i=1}^N CAP(1+r)^{-i}$, r le taux d'actualisation ou taux hypothécaire, N = 40 ans (durée d'occupation))

Pour la MCM

Quantification physique des dommages (12) : distinction de 3 procédés : DR (transfert de fonctions dose-réponse préétablies et application au contexte étudié, défini par la population exposée et le niveau de pollution observé), EXTRA (observation d'un échantillon

représentatif de la population étudiée et extrapolation des résultats à l'ensemble de la population), COMPTA (comptabilisation des dommages constatés (nombre de décès par exemple) et attribués à la pollution atmosphérique).

Indicateurs sanitaires (13) : Admission hospitalière (AH), Automédication (AM), Consultation Médicale (CS), Décès, Exemption Scolaire (ES), Jour d'Arrêt de Travail ou d'Activité Réduite (JAT/JAR), Médicament prescrits (M), Symptômes divers (SYMP), Temps perdu (TP)

Valeur de la vie (14)

Pour la MDP

Dépenses (15) : biens de protection, soins médicaux, temps consacré aux soins, services de logement.

Taille de l'échantillon (16) : éventuellement plusieurs si plusieurs échantillons sont utilisés

Test des biais : si des tests des effets ou des biais ont été effectués, ils sont repris et explicités dans cette partie.

Commentaires : Il s'agit des commentaires sur l'étude, des choses qui semblent importantes et qui n'ont pas été mentionnées précédemment.

Note d'intérêt sur 10 = Note subjective de facilité de reproductibilité sur 5 plus note des tests de biais/ou analyse de sensibilité effectuée sur 5.

Note subjective de la qualité : sur 10.

IMPORTANT : Ces notes sont par essence subjective, et n'ont un sens que compte tenu de l'objectif de la présente recherche. Une étude peut se voir attribuer une note faible parce qu'elle ne nous semble pas présenter un intérêt dans le cadre d'une monétarisation des effets de la pollution atmosphérique, et être par ailleurs d'excellente qualité et fondamentale pour un autre thème.

Tableau 5-1 Indice des prix à la consommation (1)

Pays	Année	Indice	base 100	Source
Europe	1995	97,7	96	FMI
Belgique	1996	115,2	90	FMI
	1989	96,7	90	FMI
Canada	1996	113,9	90	FMI
	1980	56,2	90	FMI
Chili	1996	205	90	FMI
Danemark	1996	112,6	90	FMI
	1982	69,3	90	FMI
Egypte	1996	204,7	90	FMI
EU	1996	120	90	FMI
	1995	116,6	90	FMI
	1993	110,6	90	FMI
	1992	107	90	Annuaire stat ONU
	1991	104,2	90	FMI
	1990	159	80	Annuaire stat ONU
	1989	94,9	90	FMI
	1988	90,5	90	FMI
	1986	83,9	90	FMI
	1985	131	80	Annuaire stat ONU
	1984	79,24	90	Annuaire stat ONU
	1981	69,18	90	Annuaire stat ONU
	1980	63,1	90	FMI
	1979	55,6	90	FMI
	1978	49,9	90	FMI
	1977	74	80	Annuaire stat ONU
	1976	43,6	90	FMI
	1972	32	90	FMI
	1971	31	90	FMI
	1970	29,7	90	FMI
	1970	116,3	67	FMI
	1960	88,7	67	FMI
France	1996	113,9	90	INSEE
	1995	111,6	90	INSEE
	1994	109,7	90	INSEE
	1992	105,7	90	INSEE
	1991	103	90	Annuaire stat ONU
HongKong	1996	164,8	90	FMI
	1993	133	90	FMI
	1992	132,4	90	FMI
Indonésie	1996	165,5	90	FMI
Israël	1996	203,3	90	FMI
	1987	61	90	FMI
	1986	50,9	90	FMI
Maroc	1996	138	90	FMI
	1995	134	90	FMI
Mexique	1996	301,7	90	FMI
	1989	79	90	FMI
	1976	0,3	90	FMI
Norvège	1996	113,9	90	FMI
	1995	112,5	90	FMI
	1993	108,2	90	FMI
	1985	73,9	90	FMI
	1984	69,9	90	FMI
	1983	65,8	90	FMI
	1982	60,76	90	Annuaire stat ONU
Suède	1996	123	90	FMI
	1987	80	90	FMI
Suisse	1996	117,8	90	FMI
	1993	114	90	FMI
	1992	110,1	90	FMI
Thaïlande	1996	133,8	90	FMI
	1989	94,4	90	FMI
UK	1996	121,1	90	FMI
	1994	114,3	90	FMI
	1987	80,8	90	FMI
	1986	77,25	90	Annuaire stat ONU

I 70/60 = 131,1
I 96/70 = 404,04
I 96/60 = 529,76

Tableau 5-2 Indice des prix à la consommation (2)

Pays	variation en % par rapport à l'année précédente							source
Bulgarie	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	OCDE I 96/90 =9172,35
	50,6?	473,7	79,5	63,9	121,9	32,9	311	
	variation en % par rapport à l'année précédente (hausse moyenne)							"Etudes économiques" Bulgarie, 1997 I 96/89 =13758,5 I 90/89 =150
	1990							
	50							
Chine	variation en % par rapport à l'année précédente							FMI I 96/90 =198,47
	1991	1992	1993	1994	1995	1996		
	3,54	6,34	14,58	24,24	16,9	8,32		

Tableau 5-3 Taux de change

Pays	Année	Montant en Devise	Monnaie de référence	Source
Belgique	96	30,97 Fr Belges	pour 1 US \$	insee
Bulgarie	96	178 leva	pour 1 US \$	country profile (the economist intelligence unit)
	89	0,84 leva	pour 1 US \$	
Canada	96	0,734 Can \$	pour 1 US \$	insee
Chili	96	412,27 pesos	pour 1 US \$	FMI (stat fin internationales, Annuaire 97)
	90	336,86 pesos	pour 1 US \$	
Chine	96	8,3142 yuan	pour 1 US \$	FMI (stat fin internationales, Annuaire 97)
	90	5,2221 yuan	pour 1 US \$	
Egypte	96	3,388 livres	pour 1 US \$	FMI (stat fin internationales, Annuaire 97)
	90	2 livres	pour 1 US \$	
France	96	5,11 Fr	pour 1 US \$	insee
Europe		6,55957 Fr	pour 1 euro	Si étude antérieure à 1999, le taux de change de l'écu est donné
Finlande	96	4,6439 Markkaa	pour 1 US \$	FMI (stat fin internationales, Annuaire 97)
HongKong	96	7,7343 \$ HK	pour 1 US \$	FMI (stat fin internationales, Annuaire 97)
	93	7,736 \$ HK	pour 1 US \$	ONU
Indonésie	96	2342,2 rupiahs	pour 1 US \$	FMI (stat fin internationales, Annuaire 97)
	90	1901 rupiahs	pour 1 US \$	
Israël	96	3,1917 NIS	pour 1 US \$	FMI (stat fin internationales, Annuaire 97)
Maroc	96	8,716 dirham	pour 1 US \$	FMI (stat fin internationales, Annuaire 97)
Mexique	96	7,5994 n. pesos	pour 1 US \$	FMI (stat fin internationales, Annuaire 97)
	90	2,9454 n. pesos	pour 1 US \$	
	76	12,5 n. pesos	pour 1000 \$	
Norvège	96	6,4498 NOK	pour 1 US \$	FMI (stat fin internationales, Annuaire 97)
Danemark	96	5,793 DK	pour 1 US \$	FMI (stat fin internationales, Annuaire 97)
Suède	96	6,696 SEK	pour 1 US \$	FMI (stat fin internationales, Annuaire 97)
Suisse	96	0,81 FrS	pour 1 US \$	insee
Thaïlande	96	25,343 bakt	pour 1 US \$	FMI (stat fin internationales, Annuaire 97)
	90	25,29 bakt	pour 1 US \$	
UK	96	1,56 £S	pour 1 US \$	insee

BIBLIOGRAPHIE GENERALE²³

Etudes non fichées et raison de non fichage

- Adams R, Callaway J.M. and McCarl B, 1986, Pollution, agriculture and social welfare: the case of acid deposition, *Canadian journal of agricultural economics*, Vol 34: 3-19, (traite des impacts sur l'agriculture).
- Adams R. et McCarl B. A, 1985, Assessing the benefits of alternative ozone standards on agriculture: the role of response information, *Journal of environmental economics and management*, Vol 12: 264-276, (traite des impacts sur l'agriculture).
- Alberini, A, B. Kanninen, R. Carson, 1997, Modeling Response Incentive Effects in Dichotomous Choice Contingent Valuation Data, University of California San Diego Discussion Paper #97-07, (Article très technique, sur la modélisation économétrique de données issues d'évaluation contingente).
- Alfsen K. H. et Rosendahl K. E, 1996, Economic damage of air pollution, Statistics Norway, Research Department, August, Documents 96/17, (reprend les résultats de Glomsrod (96) et fournit des relations sans application empirique).
- Bender B. et Hwang H-S, 1985, Hedonic housing price indices and secondary employment centers, *Journal of urban economics*, Vol 17: 90-107, (pas de prix implicite, ni différentiel de prix hédonistique associé à la pollution atmosphérique).
- Blomquist G. C, Berger M. C. et Hoehn J. P, 1988, New estimates of quality of life in urban areas, *American Economic Review*, March, Vol 78(1): 89-107, (même étude que Hoehn (87)).
- Bowker J. M. et MacDonald H. F, 1993, An economic analysis of localized pollution: rendering emissions in a residential setting, *Canadian journal of agricultural economics*, Vol 41: 45-59, (spécificité de l'étude: CAP associé aux émissions (non explicitées en nature et en quantité) d'une usine d'équarrissage).
- Brajer V, Hall J. V. et Rowe R, 1991, The value of cleaner air: an integrated approach, *Contemporary policy issues*, April, Vol IX: 81-91, (forme publiée du rapport de Hall et al. (89)).
- Callaway J. M. et Englin J. E, 1990, Economic valuation of acid deposition damages, *Contemporary policy issues*, July, Vol VIII: 59-72, (traite des impacts sur l'agriculture, la forêt, et les matériaux; recueil de résultats sans présentation des procédés etc.).
- Chanel O., Masson S., Scapecchi P. et Vergnaud JC, 1999, Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population française : Une approche européenne, Rapport effectué pour l'Ademe dans le cadre du programme Prédit, n°98003008, Décembre 1999, 62 p. (Ce rapport concerne essentiellement l'exposé de la partie française de l'étude trilatérale Sommer et al., 1999)
- Chilton S, Covey J, Hopkins L, Jones-Lee M, Loomes G, Pidgeon N. et Spencer A, 1997, New research results on the valuation of preventing fatal road accident casualties, Article à

²³ Nous remercions Elisabeth Saussac pour son assistance dans la saisie de la base de données ayant servi de support à l'édition de cette bibliographie

- paraître dans Road accidents Great Britain, 1997, The casual report, (Synthèse Carthy et al. 1998).
- Clinch, P, A. Murphy, 1998, Modelling Winners and Losers in Contingent Valuation of public Goods: Appropriate Welfare Measures in Econometric Analysis, UCDublin Working Paper WP98/12, (très technique).
- De Nocker L, Int Panis L, Torfs R, External costs of passenger transport in Belgian, Working paper series, (Repris dans leur working Paper, De Nocker L, Vergote S, Vinckx L, Wouters G.(1998)).
- Diamond, P, 1996, Testing the Internal Consistency of Contingent Valuation Surveys, Journal of Environmental Economics and Management, Vol 30, 337-347, (très théorique, porte quasi exclusivement sur les fonctions d'utilité).
- Diamond, P.A, J. Hausman, 1994, Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number?, Journal of Economic Perspectives, Vol 8(4), 45-64, (Article théorique, participant au débat sur la pertinence de l'évaluation contingente).
- Dickie M. et Gerking S, 1987, Interregional wage differentials: an equilibrium perspectives, Journal of regional science, Vol 27(4): 571-585, (porte sur les différentiels de salaire, mais pollution atmosphérique non prise en compte, donc pas de prix implicite associé à l'air).
- ECOTEC, 1990, An assessment of the effects of air pollution on building materials in the UK, Second report. Estimates of the cost of damage/benefits of abatement with respect to historic buildings, (non exploitable (bénéfices associés à la visite d'une cathédrale, sans prise en compte de la pollution atmo; coûts de maintenance associés aux dépôts acides, mais pour des batiments très spécifiques)).
- Fischhoff B, 1991, Value elicitation - Is there anything in there?, American Psychologist, August, Vol.46, no.8, page 835 à 847, (Repris dans l'article de Schkade et Payne (1993)).
- Fisher W. D. et Fisher M. C. L, 1975, The spatial allocations of employment and residence within a metropolitan area, Journal of regional science, Vol 15(3): 261-276, (porte sur l'habitat et l'emploi, mais pollution atmosphérique non prise en compte, donc pas de prix implicite associé à l'air).
- Forster B. A , 1984, An economic assessment of the significance of long-range transported air pollutants for agriculture in Eastern Canada, Canadian journal of agricultural economics, November, Vol 32: 498-525, (traite des impacts sur l'agriculture).
- Goodwin S. A, 1977, Measuring the value of housing quality - A note, Journal of regional sciences, Vol 17(1): 107-115, (ne donne pas de différentiel, ni de prix implicite pour la pollution et utilise un indice de pollution non explicité).
- Graves P, Murdoch J.T, Thayer M. A. et Waldman D, 1988, The robustness of hedonic price estimation: urban air quality, Land economics, August, Vol 64(3): 220-233, (Pas de CAP, indicateurs de pollution peu détaillés et changement environnemental considéré pour le calcul du différentiel de prix non explicité).
- Hanley N, 1988, Using contingent valuation to value environmental improvements, Applied economics, Vol 20: 541-549, (pollution rurale, associée à la pratique de brûlis).
- Holvad, T, ?, Contingent Valuation Methods: Possibilities and Problems, University of North London Working Paper, (Article généraliste à vocation méthodologique).

- Jackson J.R, 1979, Intraurban variation in the price of housing, *Journal of urban economics*, Vol 6: 464-479, (variable de pollution non significative et donc pas de prix implicite associé à l'air).
- Johansson P.-O, 1992, Altruism in cost-benefit analysis, *Environmental and Resource Economics*, vol.2 , n 6, p. 605-613, (Hors du champ de l'analyse).
- Keith, J. C. Fawson, 1996, Compliance Bias in Dichotomous Choice CVM: Some Evidence from a Utah Wilderness Study, *Utah State University Study Paper ERI#96-27*, (très théorique, porte sur un certain type de biais (compliance bias) dans les études d'évaluation contingente).
- Li M. M. et Brown H. J, 1980, Micro-neighbourhood externalities and hedonic housing prices, *Land economics*, May, Vol 56(2): 125-141, (variable de pollution non significative et donc pas de prix implicite associé à l'air).
- Masson S, 1996, Faisabilité d'une évaluation des coûts de la pollution atmosphérique sur la santé en Ile-de-France, *Mémoire de DEA*, Juin, (utilisé pour compléter Willinger et Masson (1996)).
- Murdoch J. C. et Thayer M. A, 1988, Hedonic price estimation of variable urban air quality, *Journal of environmental economics and management*, Vol 15: 143-146, (pas de prix implicite associé à l'air car intérêt méthodologique essentiellement et variables de visibilité non significatives).
- Ostro, B.D, 1983, Urban Air Pollution and Morbidity: A Retrospective Approach, *Journal of Urban Economics*, Aout, Vol 20(3), 343-351, (Non obtenu).
- Ostro, B.D, 1990, Associations Between Morbidity and Alternative Measures of Particulate Matter, *Risk Analysis*, Vol 10(3), 421-427, (Non obtenu).
- Palmquist R. B, 1982, Estimating the demand for air quality from property value studies, Department of economics and business, North Carolina State University, Raleigh, November, (Significativité des coefficients de prix hédonistique rejetée par l'auteur: positif ou non significatif dans 49 cas sur 78 (20 villes, 4 polluants)).
- Palmquist R. B, 1983, Estimating the demand for air quality from property value studies: further results, Department of economics and business, North Carolina State University, Raleigh, October, (Significativité des coefficients de prix hédonistique rejetée par l'auteur: positif ou non significatif dans 33 cas sur 81 (14 villes, 6 variables de pollution)).
- Portney, P.R, 1994, The Contingent Valuation Debate: Why Economists Should Care, *Journal of Economic Perspectives*, Vol 8(4), 3-18, (Article théorique, participant au débat sur la pertinence de l'évaluation contingente).
- Rowlatt P, Spackman M, Jones S, Jones-Lee M. et Loomes G, 1998, Valuation of deaths from air pollution, Report for the Department of environment, transport and the regions and the Department of trade and industry, February, (Il s'agit d'un survey, sans VED annoncée, les éléments principaux étant repris dans Jones-Lee et Loomes (1999)).
- Smith V. K. et Deyack T. A, 1975, Measuring the impact of air pollution on property values, *Journal of regional sciences*, Vol 15(3):277-288, (variable de pollution non significative et donc pas de prix implicite associé à l'air).
- Smith, V.K.; J.C. Huang, 1993, Hedonic Models and Air Pollution: Twenty-five Years and Counting, *Environmental and Resource Economics*, Vol 3, 381-394, (Non obtenu).

- Viscusi K. W, 1997, Alarmist decisions with divergent risk information, *Economic Journal*, November, Vol.107, page 1657 à 1670, (article très théorique et porte sur les surréactions des individus à des risques trop médiatisés et pour lesquels l'information scientifique est non concordante).
- Wieand K. F, 1973, Air pollution and property values: a study of the St Louis area, *Journal of regional science*, Vol 13(1): 91-95, (variable de pollution non significative et donc pas de prix implicite associé à l'air).
- Zuidema, T.; A. Nentjes, 1997, Health Damage of Air Pollution: An Estimate of a Dose-Response Relationship for the Netherlands, *Environmental and Resource Economics*, Vol 9, 291-308, (traite uniquement des effets sur la santé en terme de relation épidémiologique).

Etudes fichées

- AEA Technology, 1998, Economic evaluation of air quality targets for CO and Benzene, A report produced for European Commission DG XI.
- Alberini A, Cropper M, Fu T-T, Krupnick A, Liu J-T, Shaw D. et Harrington W, 1997, Valuing health effects of air pollution in developing countries: the case of Taiwan, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol 34(2), 107-126.
- Alberini, A, Krupnick, A, 1998, Air Quality and Episodes of Acute Respiratory Illness in Taiwan Cities: Evidence from Survey Data, *Journal of Urban Economics*, Vol 44(1),68-92.
- Alberini, A.; A. Krupnick, 1997, Air Pollution and Acute Respiratory Illness: Evidence from Taiwan and Los Angeles, *American Journal of Agricultural Economics*, Vol 79(5), 1620-1624.
- Austin, D, A. Krupnick, D. Burtraw, T. Stoessell, 1999, The Benefits of Air Pollutant Reductions in Maryland: Results from the Maryland Externalities Screening and Valuation Model, RFF Discussion Paper 99-05.
- Barron W. F, Liu J, Wong L, Peters J. et Hedley A, 1995, Costs and benefits of air quality improvement in Hong Kong, *Contemporary Economic Policy*, Vol XIII: 105-117.
- Bayless M, 1982, Measuring the benefits of air quality improvements: a hedonic salary approach, *Journal of environmental economics and management*, Vol 9: 81-99.
- Beaton S, Bishop G, Zhang Y, Ashbaugh L, Lawson D, et Stedman D, 1995, On-road vehicle emissions : Regulation, costs and benefits, *Science*, 19/05, vol 268, pp. 991-993.
- Beattie J, Covey J, Dolan P, Hopkins L, Jones-Lee M, Loomes G, Pidgeon N, Robinson A. et Spencer A, 1998, On the contingent valuation of safety and the safety of contingent valuation: Part I - Caveat investigator, *Journal of Risk and Uncertainty*, October, vol 17, N 1, p 5-26.
- Becker R. A, Henderson J. V, 1999, Costs of air quality regulation, NBER working paper n W703, August.
- Belhaj M, 1996, The WTP to reduce air pollution in Rabat-Salé: a contingent valuation experiment, *Colloque Ecologie-Société-Economie*, Université St Quentin-en-Yvelines.
- Bellander T, M. Svartengren, N. Berglind, L. Staxler et L. Järup, 1999, SHAPE-The Stockholm Study on Health Effects of Air Pollution and their Economic Consequences

- Part II: Particulate matter, nitrogen dioxide, and health effects - Exposure-response relations and health consequences in Stockholm County, AQMA Report 6:98, mars-99.
- Benjamin D.K. et Dougan W.R, 1997, Individual's estimates of the risk of death: Part I - Reassessment of the previous evidence, *Journal of Risk and Uncertainty*, November, Vol.15, No.2, page 115 à135.
- Berger M. C, Blomquist G. C, Kenkel D. et Tolley G. S, 1987, Valuing changes in health risks: a comparison of alternatives measures, *Southern economic journal*, Vol 53: 967-984.
- Berrens, R.P, D. Brookshire, P. Ganderton, M. McKee, 1998, Exploring Nonmarket Values for the Social Impacts of Environmental Policy Change, *Resource and Energy Economics*, Vol 20, 117-137.
- Bleichrodt H. et Quiggin J, 1997, Characterizing QALYs under a general risk dependent utility model, *Journal of Risk and Uncertainty*, November, Vol.15, No.2, page 151 à167.
- Bleichrodt H, Wakker P. et Johannesson M, 1997, Characterizing QALYs by risk neutrality, *Journal of Risk and Uncertainty*, November, Vol.15, No.2, page107 à115.
- Boniver V. et Thiry B, 1994, Les coûts marginaux externes du transport public de personnes en milieu urbain. Estimations chiffrées pour la Belgique, *Cahiers économiques de Bruxelles*, 2ème trimestre, Vol 142: 203-240.
- Bowland J.B. et Beghin J.C, 1998, Robust estimates of values of a statistical life for developing economies. An application to pollution and mortality in Santiago, *Etude*, August.
- Brookshire D, d'Arge R, Schulze W. et Thayer M, 1981, Experiments in valuing public goods, in K.V. Smith (ed.), *Advances in applied micro-economics*, Vol 1, Greenwich, JAI Press.
- Brookshire D, Thayer M, Schulze W. et d'Arge R, 1982, Valuing Public Goods: a comparison of survey and hedonic approaches, *American Economic Review*, March, Vol 72(1): 165-177.
- Brucato P. F, Murdoch J. C. et Thayer M. A, 1990, Urban air quality improvements: a comparison of aggregate health and welfare benefits to hedonic price differentials, *Journal of environmental management*, Vol 30: 265-279.
- Brunekreef B, 1999, Health Effects of Traffic Related Air Pollution, Draft prepared for WHO European Centre for Environment and Health, Rome Division.
- Burtraw D, Krupnick A, Palmer K, Paul A, Toman M, Bloyd G, 1999, Ancillary benefits of reduced air pollution in the US front maderate greenhouse gas mitigation policies in the electric sector, RFF DP.
- Burtraw D, M. Toman, 1997, The benefits of reducing air pollutants in the US from greenhouse gaz mitigation policies, RFF 98-01 REV, octobre.
- Carlsson F. et O. Johansson-Stenman, 2000, Willingness to pay for improved air quality in Sweden, *Applied Economics*, Vol 32, pp.661-669.
- Carthy T, Chilton S, Covey J, Hopkins L, Jones-Lee M, Loomes G, Pidgeon N. et Spencer A, 1998, On the contingent valuation of safety and the safety of the contingent valuation: Part II - The CV/SG"Chained approach", Submitted to the *Journal of risk and Uncertainty*, June.
- Chanel O, Geniaux G, Kast R, Luchini S. et Scapecchi P, 2001, Valorisation d'un décès associé à la pollution atmosphérique : résultats préliminaires d'une évaluation contingente

menée dans les Bouches-du-Rhône, Recherche en cours dans le cadre du programme PRIMEQUAL / PREDIT (convention 36/98).

- Chanel O, Geniaux G, Rychen F, Deniau C. et Ghattas B, 1996, Evaluation monétaire des effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la santé, Application à l'île de France, Etude réalisée pour le Ministère de l'Environnement, GREQAM, Marseille.
- Chestnut L.G., 1995, Human health benefits from sulfate reductions under title IV of the 1990 clean air act amendments, Final report. N° 68- D3-0005 EPA, November
- Chestnut, L.G.; Ostro, B.D.; Vichit-Vadakan, N, 1997, Transferability of Air Pollution Control Health Benefits Estimates from the United States to Developing Countries: Evidence from the Bangkok Study, American Journal of Agricultural Economics, Vol 79(5), 1630-1635.
- Crocker, T.D, W. Schulze, S. Ben-David, A.V. Kneese, 1984, The Sixty-City Limit, Environmental Decision-Making, Vol. II, Eds: Ahmad, Y.J, P. Dasgupta, K.-G. Mäler, Hodder and Stoughton, 114-161.
- Cropper M. L, 1981, Measuring the benefits from reduced morbidity, American economics review, May, Vol 71(2): 235-240.
- Cropper M.L, Aydede S.K, Portney P.R, 1994, Preferences for saving life saving programs : how the public discounts time and age, Journal of Risk and Uncertainty, Vol. 8: 243-265.
- Cropper M.L, Sussman F.G, 1990, Valuing future risks to life, Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 19 (2): 160-174.
- Cropper, M.L. et-al, 1997, The Health Benefits of Air Pollution Control in Delhi, American Journal of Agricultural Economics, Vol 79(5), 1625-1629.
- Cutler, D.M, E. Richardson, 1998, The Value of Health: 1970-1990, American Economic Review, Vol 88(2), 97-100.
- De Nocker L, Vergote S, Vinckx L, Wouters G, 1998, Marginal external costs of peak and non peak urban transport in Belgium, FEEM Working paper n 12.99.
- Deloraine A, Lequette C, Zmirou D, Decheneaux J. et Balducci F, 1995, Le coût médico-légal à court terme de la pollution atmosphérique en milieu urbain: une étude dans la région Rhône-Alpes, Institut Universitaire de Santé Publique de Grenoble.
- Department of Health UK, 1999, Economic appraisal of the health effects of air pollution, The Stationery Office.
- Desaigues B. et Rabl A, 1995, Reference values for human life : an econometric analysis of a contingent valuation in France, in Contingent Valuation, Transport Safety and Value of Life, eds. N. Schwab et N. Soguel, Kluwer, Boston.
- Desvouges W. H, Johnson F. R, Ruby M. C, Gable A. R, 1997, Valuing stated preference for health benefits of improved air quality: results of pilot study, Triangle economic research, working paper n T-9702.
- Diamond D, 1980, The relationship between amenities and urban land prices, Land economics, February, Vol 56(1): 21-32.
- Dickie M. et Gerking S, 1991a, Valuing reduced morbidity: a household production approach, Southern economic journal, Vol 57: 690-702.

- Dickie M. et Gerking S, 1991b, Willingness to pay for ozone control: inferences from the demand for medical care, *Journal of environmental economics and management*, Vol 21: 1-16.
- Dobson-Mouawad L, Pearce D, 1998, Transport and pollution. The Health costs, British Lung foundation.
- Dubourg W. R, 1996, Estimating the mortality costs of lead emissions in England and Wales, *Energy Policy*, Vol 24(7): 621-625.
- ECOPLAN, 1996, Monétarisation des coûts externes de la santé imputables aux transports, Rapport - mandat set n 272, Berne.
- ECOTEC, 1986, Identification and assessment of materials damage to buildings and historic monuments by air pollution, December.
- Ehrlich I, Chuma H, 1990, A model of the demand for longevity and the value of life extension, *Journal of Political Economy*, Vol. 98: 761-782.
- EPA, 1996, The benefits and costs of the clean air act, 1970 to 1990, Rapport internet.
- Eskeland, Gunnar S, 1997, Air Pollution Requires Multipollutant Analysis: The Case of Santiago, Chile, *American Journal of Agricultural Economics*, Vol 79(5), 1636-1641.
- Eyres N. J, Ozdemiroglu E, Pearce D. W. et Steele P, 1997, Fuel and location effects on the damage costs of transport emissions, *Journal of transport economics and policy*, January, Vol 31(1): 5-24.
- Fally S, Joannes D, Leduc D, Scharll M.F, 1996, La pollution atmosphérique, ses effets et ses couts en région de Bruxelles-Capitale, Université libre de Bruxelles.
- Farber S, Rambaldi A, 1993, Willingness to pay for air quality, *Contemporary policy issues*, Octobre, vol 11, n 4, p.13-31.
- Fisher A, Chestnut L.G, Violette D.M, 1989, The value of reducing risks of death : a note on new evidence, *Journal of Policy Analysis and Management*, Vol. 8 (1): 88-100.
- Forastiere F, Lipsett M, 1999, Traffic-related air pollution and cancer risks, *Scientific Paper for the 1999 London Conference on Transport, Environment and Health*, January 25, 1999.
- Gerking S. et Stanley L. R, 1986, "An economic analysis of air pollution and health: the case of St Louis *Review of economics and statistics* February Vol LXVIII(1): 115-121, *Scientific Paper for the 1999 London Conference on Transport, Environment and Health*, January 25, 1999.
- Glomsrod S, 1990, Some macroeconomic consequences of emissions to air, in *Environmental models: emissions and consequences-Riso International Conference 22-25 may 1989*, ed. by Fenham J. et alii, Elsevier: 83-91.
- Glomsrod S, Godal O, Henriksen J. Fr, Haagenrud S. E. et Skancke T, 1996, Air pollution - Impacts and values. Corrosion costs of building materials and cars in Norway, Norwegian pollution authority, Report 96 :03.
- Grosclaude P. et Soguel N. C, 1994, Valuing damage to historic buildings using a contingent market: a case study of road traffic externalities, *Journal of environmental planning and management*, Vol 37(3): 279-287.
- Gynther L. et Otterström T, 1998, Willingness to pay for better air quality including application to fuel conversion in buses from diesel to natural gas, *Colloque TERA 98, FEEM, Milan, Italie*.

- Hakes J.K. et Kip Viscusi W, 1997, Mortality risk perceptions: a bayesian reassessment, *Journal of Risk and Uncertainty*, November, Vol.15, No.2, page 135 à 151.
- Hall J, 1989, Economic assessment of the health benefits from improvements in air quality in the South Coast Air Basin, Final report to South Coast Air Quality Management District, contract n 5685, California State University Fullerton Foundation.
- Hall J, 1996, Estimating environmental health benefits: implications for social decision making, *International journal of social economics*, Vol 23(4/5/6): 282-295.
- Halvorsen B, 1996, Ordering effects in contingent valuation surveys. Willingness to pay for reduced health damage from air pollution, *Environmental and Resource Economics*, Vol 8, p. 485 à 489.
- Hammit J.K, Graham J.D, 1999, Willingness-to-pay for health protection : inadequate sensitivity to probability ?, *Journal of Risk and Uncertainty*, Vol 18: 33-62.
- Hanley N, 1992, Are there environmental limits to cost benefit analysis?, *Environmental and Resources Economics*, vol. 2, n 1, p.33-59.
- Harrison D. et Rubinfeld D. L, 1978, The distribution of benefits from improvements in urban air quality, *Journal of environmental economics and management*, Vol 5: 313-332.
- Helm D, 1999, The assessment: environmental policy-Objectives, instruments and institutions, *Oxford review of economic policy*, Winter, vol.14, n 4.
- Hoehn J, Berger M. et Blomquist G, 1987, A hedonic model of interregional wages, rents and amenity values, *Journal of regional science*, Vol 27(4): 605-620.
- Holland M. et K. King / UE, 1998, Economic evaluation of air quality targets for tropospheric ozone. Final report +3 reports, Rapport pour l'UE, 4 volumes, November, contract : B4-3040/97/000654/MAR/B1.
- Holland M. et K. King / UE, 1999, Economic evaluation of a directive on national emission ceilings for certain atmosphere pollutants, Part B: Benefit Analysis, Rapport DGXII, November.
- Horst R, 1990, Economic assessment of material damage in the South Coast Air Basin, prepared by Mathtech, for California Air Resources Board, Princeton.
- Hyland A. et Strand J, 1983, Valuing improvements in air quality in the Greenland region: a contingent valuation study, University of Oslo (Norway) , Department of Economics.
- Jensen Castaneda Reidar, 1981, La pollution par SO₂ dans la ville de Mexico en économie publique et gestion des activités non marchandes, Thèse de doctorat en Sciences Economiques (sous la direction de R. Prud'homme), Université Paris IX.
- Johannesson M. et Johannsson P-O, 1997, Quality of life and the WTP for an increased life expectancy at an advanced age, *Journal of Public Economics*, 220 à 228.
- Johannesson M. et Johannsson P-O, 1997, Saving lives in the present versus saving lives in the future - Is there a framing effect?, *Journal of Risk and Uncertainty*, November, Vol.15 , No.2, page 167 à 176.
- Johannesson M. et Johannsson P-O, 1997, Is the valuation of a QALY gained independent of age? Some empirical evidence, *Journal of Health Economics*, 589 à 599.
- Johannesson M, Johannsson P, 1996, To be or not to be, that is the question : An empirical study of the WTP for an increased life expectancy at an advanced age, *Journal of Risk and Uncertainty*, Vol 13: 163-174.

- Johannesson M, Johansson P.O, O'Connor R, 1996, The value of private safety versus the value of public safety, *Journal of Risk and Uncertainty*, Vol. 13: 263-275.
- Johannesson M, Johansson P-O et Lofgen K-G, 1997, On the value of changes in life expectancy: blips versus parametric changes, *Etude*, May.
- Johansson C, Hadenius A, Johansson P.-A, Jonson T, Stockholm Environment and Health Protection Administration, Air Quality and Noise analysis, 1999, SHAPE, Part I: NO2 and particulate matter in Stockholm-Concentration and exposure.
- Johansson P.O. et Kriström B, 1988, Measuring values for improved air quality from discrete response data: two experiments, *Journal of agricultural economics*, Vol 39: 439-445.
- Johnson, F.R, E.E. Fries, S.H. Banzhaf, 1997, Valuing Morbidity: An Integration of the Willingness-to-Pay and the Health-Status Literature, *Journal of Health Economics*, Vol 16(6), 641-665.
- Jones-Lee M.W. et Loomes G, 1999, The monetary valuation of safety and its role in the appraisal of proposed air pollution abatement programmes, *Document de travail*.
- Kahneman D, Knetsch J.L, 1992, Valuing public goods : the purchase of moral satisfaction, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 22: 57-70.
- Krumm, R.J.; Graves, P.E, 1982, Morbidity and Pollution: Model Specification Analysis for Time-Series Data on Hospital Admissions, *Journal of Environmental Economics and Management*, Décembre, Vol 9(4), 311-327.
- Krupnick A, Alberini A, Belli R, Cropper M. et Simon N, 1997, New directions in mortality risk valuation and stated preference methods, *Final Report*, September.
- Krupnick A, Alberini A, Cropper M. et Simon N. avec Itaoka K. et Akai M, 1999, Mortality risk valuation for environmental policy, *Resources for the Future*, discussion paper 99-47, August.
- Krupnick A, Harrison K, Nickell E. et Toman M, 1996, The value of health benefits from ambient air quality improvements in Central and Eastern Europe: an exercise in benefits transfer, *Environmental and resource economics*, Vol 7: 307-332.
- Krupnick. J. et Portney P.R, 1991, Controlling urban air pollution: a benefit-cost assessment, *Science*, Vol 252: 522-528.
- Landrieu G, 1995, Les impacts environnementaux de l'énergie charbon, *Revue de l'énergie*, Avril, Vol 467: 232-247.
- Lanoie P, Pedro C, Latour R, 1995, The value of a statistical life : a comparison of two approaches, *Journal of Risk and Uncertainty*, Vol. 10: 235-257.
- Leksell I, 1998, The value of life-years lost due to exposure to fine particles: the discounting problem, *Report - Goteborg University, applied environmental science*, October 28.
- Leksell I, 2000, Health costs of particle emissions-Economic valuation of increased mortality due to exhaust emissions of fine particles, *Chalmer University of Technology, Göteborg University, Sweden, Department of physical resource theory - Goteborg University*.
- Lesceu M, 1993, Measuring negative external effects in belgian passenger transportation, *Annals of public and cooperative economics*, Vol 64(3) : 463-477.
- Lescure R, Nogier A. et Tourjansky-Cabart L, 1996, Une évaluation économique de la pollution atmosphérique, *Ministère de l'Economie et des Finances, Direction de la Prévision*.

- Liu B-C, 1979, The costs of air quality deterioration and benefits of air pollution control, *American Journal of Economics and Sociology*, Vol 38(2): 187-195.
- Lockwood, 1997, Integrated value theory for natural areas, *Ecological economics*, vol.21, n 3, p.175-181.
- Loehman E. T, Parks S. et Boldt D, 1994, "Willingness to pay for gains and losses in visibility and health, *Land economics*, November Vol 70(4): 478-98, *Ecological economics*, vol.21, n 3, p.175-181.
- Maddison D, 1999, Valuing changes in life expectancy in England and Wales caused by ambient concentrations of particulate matter, Document de travail.
- Maddison, D, 1997, Valuing the Morbidity Effects of Air Pollution, SCERGE (UCL) Working Paper.
- Magat, W.A.; W.K. Viscusi; J. Huber, 1988, Paired Comparison and Contingent Valuation Approaches to Morbidity Risk Valuation, *Journal of Environmental Economics and Management*, Décembre, Vol 15(4), 395-411.
- Mark J. H, 1980, A preference approach to measuring the impact of environmental externalities, *Land economics*, February, Vol 56(1): 103-116.
- McClelland G, Schulze W, Waldman D, Schenk D, Irwin J, Stewart T, Deck L. et Thayer M, 1993, Innovative approaches for valuing perceived environmental quality. Valuing eastern visibility : a test of the contingent valuation method, Rapport USEPA Cooperative Agreement #CR-815183, University of Colorado.
- McCubbin D. R. et M. A. Delucchi, 1999, The health costs of motor-vehicle-related air pollution, *Journal of Transport Economics and Policy*, Vol 33 part. 3, 253-86.
- Mendelsohn R, 1980, An economic analysis of air pollution from coal-fired power plants, *Journal of environmental economics and management*, Vol 7:30-43.
- Moore M.J, Viscusi W.K, 1988, Doubling the estimated value of life : results using new occupational fatality data, *Journal of Policy Analysis and Management*, Vol. 7(3): 476-490.
- Moore M.J, Viscusi W.K, 1988, The quantity-adjusted value of life, *Economic Inquiry*, Vol 26: 369-388.
- Navrud S, 1998, Valuing health impacts from air pollution in Europe, New empirical evidence on morbidity, Colloque TERA 98, FEEM, Milan, Italie et Paper for the World Congress of Environmental and Resource Economists, Venice, Italy.
- Navrud, Pruckner, 1997, Environmental valuation,-to use or not to use. A comparative study of the United States and Europe, *Environmental and Resource Economics*, Vol 10, p.1-26.
- Nelson J. P, 1978, Residential choice, hedonic prices, and the demand of urban air quality, *Journal of urban economics*, Vol 5: 357-369.
- Newbury, D.M, 1995, Royal Commission Report on Transport and the Environment - Economic Effects of Recommendations, *Economic Journal*, Vol 105, 1258-1272.
- O'Ryan R. E, 1996, Cost -effective policies to improve urban air quality in Santiago, Chile, *Journal of Environmental Economics and Management*, nov-96, vol. 31, n 3, p. 302-313.
- Olsthoorn X, M. Amann, A. Bartoova, J. Clench-Aas, J. Cofala, K. Dorland, C. Guerreiro, J. Fr. Henriksen, H. Jansen and S. Larssen, 1999, Cost benefit analysis of european air quality targets for sulfur dioxide, nitrogen dioxide and fine and suspended particulate

- matter in cities », *Environmental and Resource Economics*, oct-99, vol.14 , n 3, p. 333-351.
- Ostro B, Chesnut L, 1998, Assessing the health benefits of reducing particulate matter air pollution in the United States, *Environmental Research, Section A*, 76, p. 94-106.
- Ostro, B.D, 1983, The Effects of Air Pollution on Work Loss and Morbidity, *Journal of Environmental Economics and Management*, Décembre, Vol 10(4), 371-382.
- Ostro, B.D, 1987, Air Pollution and Morbidity Revisited: A Specification Test, *Journal of Environmental Economics and Management*, Mars, Vol 14(1), 87-98.
- Palmquist R. B, 1984, Estimating the demand for the characteristics of housing, *Review of economics and statistics*, August, Vol 66: 394-404.
- Pearce D, 1996, Economic valuation and health damage from air pollution in developing world, *Energy Policy*, Vol 24(7): 627-630.
- Pearce D, 1998, Cost-Benefit analysis and environmental policy, *Oxford review of economic policy*, Winter, vol.14, n 4.
- Pearce D. et Crowards T, 1996, Particulate matter and human health in the United Kingdom, *Energy Policy*, Vol 24(7): 609-619.
- Perl L. et Dunbar F, 1982, Modelling and measuring the costs and benefits of government constraints : Cost effectiveness and cost benefit analysis of air quality regulation, *American Economic Review*, May, Vol 72(2): 208-213.
- Portney P, 1981, Housing prices, health effects and valuing reductions in risk of death, *Journal of environmental economics and management*, Vol 8: 72-78.
- Prud'homme R, 1997, On transport-related externalities, *Observatoire de l'économie et des institutions locales*, Université Paris XII, Créteil, WP 97-15.
- Rabl A, 1996, Les bénéfices d'une réduction de la pollution de l'air en Ile de France : la contribution de la morbidité et de la mortalité, Etude réalisée pour le Ministère de l'Environnement, Centre d'Energétique, ARMINES, Paris.
- Rabl A, Spadaro J.V et Desaignes B, 1998, Analyse cout-bénéfice des politiques de la lutte contre la pollution: validation d'outils à partir du cas de la pollution patriculaire de l'air en Ile-de-France, Rapport final du Centre d'energétique, Septembre.
- Rahmatian M, 1987, Component value analysis: air quality in the Grand Canyon National Park, *Journal of environmental management*, Vol 24: 217-223.
- Randall A, Yves B. et Eastman C, 1974, Bidding games for valuation of aesthetic environmental improvements, *Journal of environmental economics and management*, Vol 1: 132-149.
- Ranson M. R. et Pope A.C. III, 1995, External health costs of a steel mill, *Contemporary economic policy*, Vol 13(2):86-97.
- Ready R, Navrud S, Day B, Dubourg R, Fernando M, Mourato S, Spanninks F, Vazquèz Rodriquez M-X, 1999, Measuring WTP to avoid III-health episodes: Context effects and validity tests, Document de travail.
- Ridker R. G. et Henning J. A, 1967, The determinants of residential property values with special reference to air pollution, *Review of economics and statistics*, Vol 49:246-257.

- Rowe R. D, d'Arge R. C. et Brookshire D. S, 1980, An experiment of the economic value of visibility, *Journal of environmental economics and management*, Vol 7: 1-19.
- Rozan A, 1998, Bénéfices économiques d'une amélioration de la qualité de l'air: une estimation par la méthode d'évaluation contingente, Document de travail.
- Rozan A. et Willinger M, 1999, Does the knowledge of the origin of the health damage matter for WTP estimates?, Document de travail, Université Louis Pasteur de Strasbourg.
- Savage I, 1993, An empirical investigation into the effects of psychological perceptions on the willingness-to-pay to reduce risk, *Journal of Risk and Uncertainty*, Vol 6: 75-90.
- Schkade D.A, Payne J.W, 1993, Where do the numbers come from ? How people respond to contingent valuation, in Hausman (ed) *Contingent Valuation : a critical assessment*, 271-304.
- Schulze W. D, Brookshire D. S, Walther E. G, MacFarland K. K, Thayer M. A, Whitworth R. L, Ben-David S, Malm W. et Molenaar J, 1983, The economic benefits of preserving visibility in the National Parklands of the Southwest, *Natural resources journal*, January, Vol 23: 149-173.
- Shechter M, 1991, A comparative study of environmental amenity valuations, *Environmental and resource economics*, Vol 1: 129-155.
- Shechter M. et Kim M, 1991, Valuation of pollution abatement benefits: direct and indirect measurement, *Journal of urban economics*, Vol 30: 133-151.
- Silberston A, 1995, In Defense of the Royal Commission Report on Transport and the Environment, *The Economic Journal*, September, Vol 105, 1273-1281.
- Small K. A. et Kazimi C, 1995, On the costs of air pollution from motor vehicles, *Journal of transport economics and policy*, January, Vol 29: 7-32.
- Smith B, 1978, Measuring the value of urban amenities, *Journal of urban economics*, Vol 5: 370-387.
- Sommer H, Seethaler R, Chanel O, Herry M, Masson S. et Vergnaud J-C, 1999, Health costs due to road traffic-related air pollution, Technical Report TEH07 on Economy prepared for the WHO Ministerial Conference on environment and health, London, June.
- Sonstelie J. C. et Portney P. R, 1980, Gross rents and market values: testing the implications of Tiebout's hypothesis, *Journal of urban economics*, Vol 7: 102-118.
- Soudan S, 1992, Le coût médical et social de la pollution atmosphérique au sein de l'agglomération grenobloise, Thèse de médecine, Grenoble.
- Source inconnue, 1980?, A cost-benefit analysis of mobile-source sulfur oxide emission control, *Ouvrage inconnu*, 231 à 261.
- Spadaro J.V, Rabl A, Jourdain E. and Coussy P, 1998, External costs of air pollution: case study and results for transport between Paris and Lyon, *International Journal of Vehicle Design*, Vol.20, No.1-4, page 274 à 282.
- Strand J, 1985, The value of a catalytic converter requirement for norwegian automobiles: a contingent valuation study, University of Oslo, Department of Economics.
- The Secretary of State for the environment, the Secretary of State for Wales and the Secretary of State for Scotland, 1997, The United Kingdom National Air Strategie, Annex presented to Parliament by command of Her Majesty, March, 178 à 187.

- Viscusi W. K, Magat W. A. et Huber J, 1991, Pricing environmental health risks: survey assessments of risk-risk and risk-dollar trade-offs for chronic bronchitis, *Journal of environmental economics and management*, Vol 21: 32-51.
- Viscusi W.K, 1993, The value of risks to life and health, *Journal of Economic Literature*, Vol. 31: 1912-1946.
- Whitehead J, Blomquist G, Hoban T, Clifford W, 1995, Assessing the validity and reliability of contingent values : a comparison on On-site users, Off-site users, and non-users, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 29: 238-251.
- Williams A, 1997, The measurement and valuation of health: a chronicle, Extrait de *Being reasonable about the economics of health*, Selected essays by Alan Williams, Eds: A. J. Culyer et A. Maynard, Elgar, page 137 à 173.
- Willinger M. et Masson S, 1996, Evaluation des coûts de la pollution atmosphérique sur la santé en Ile de France, Dossier documentaire les Mercredis de l'ADEME, ADEME-BETA.
- Zmirou D, Deloraine A, Balducci F, Boudet C, Lequette C. et Dechenaux J, 1997, Costing health effects of particulate air pollution, Document de travail, September.
- Zylick T, 1995, Cost-effectiveness of air pollution abatement in Poland, *Environmental and Resources Economics*, special issue Economic incentives and air pollution control, mars-95, vol. 5, n 2, p. 131-149.

Documents d'ordre général.

- Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique, 1998, Risques et principe de précaution, vers une nouvelle gestion de notre environnement, *Air Pur*, 1 semestre, No.54.
- Bessadi S, 1997, Evaluation environnementale - Un essai d'application à l'hydrosystème Camarguais, Mémoire de DEA, GREQAM, Marseille, septembre.
- Bishop, R.C.; P.A. Champ; D.J. Mullarkey, 1995, Contingent Valuation, *The Handbook of Environmental Economics*, D. W. Bromley, ed.; Part V The Valuation Problem, 629-654.
- Bishop, R.C.; R.T. Woodward, 1995, Valuation of Environmental Quality under Certainty, *The Handbook of Environmental Economics*, D. W. Bromley, ed.; Part V The Valuation Problem, 543-567.
- Bockstael, N.E, 1995, Travel Cost Models, *The Handbook of Environmental Economics*, D. W. Bromley, ed.; Part V The Valuation Problem, 655-671.
- Commission des Communautés Européennes, 2000, Livre Blanc sur la responsabilité environnementale, Document de travail.
- Cropper M.L. et Myrick Freeman III A, 1991, Environmental health effects, Extrait de *Measuring the demand for environmental quality*, Elsevier Science Publishers B.V. - Editors: Braden J.B. and Kolstad C.D.
- Desaigues B. et Point P, 1990, Les méthodes de détermination d'indicateurs de valeur ayant la dimension de prix pour les composantes du patrimoine naturel, *Revue Economique*, Mars, Vol No.2, page 269 à 319.
- ExternE-Externalities of Energy, 1995, Methodology, Science Research Development - Published by the European Commission, Vol.2.

- ExternE-Externalities of Energy, 1995, Methodology: Method for estimation of physical impacts and monetary valuation for priority impact pathways, Part II: Economic valuation, Vol.2.
- Freeman III, A.M, 1995, Evaluating Changes in Risk and Risk Perceptions by Revealed Preference, The Handbook of Environmental Economics, D. W. Bromley, ed.; Part V The Valuation Problem, 615-628.
- Freeman III, A.M, 1995, Hedonic Pricing Methods, The Handbook of Environmental Economics, D. W. Bromley, ed.; Part V The Valuation Problem, 672-686.
- Graham-Tomasi, T, 1995, Quasi-Option Value, The Handbook of Environmental Economics, D. W. Bromley, ed.; Part V The Valuation Problem, 594-614.
- Gregory R, Lichtenstein S. et Slovic P, 1993, Valuing environmental resources: a constructive approach, Journal of Risk and Uncertainty, Réf.7, page 177 à 197.
- Harrison G.W. et Lesley J.C, 1996, Must contingent valuation surveys cost so much?, Journal of Environmental Economics and Management, page 79 à 95.
- Nilsson M. et Gullberg M, 1998, Externalities of Energy. Swedish implementation of the ExternE Methodologie, Extract of Health effects and their economic valuation.
- Pommerehne W.W, Hart A. et Schneider F, 1997, Tragic choices and collective decision-making: an empirical study of voter preferences for alternative collective decision-making mechanisms, Economic Journal, May, Vol.107, page 618 à 635.
- Rabl A. et Spadaro J.V, 1997, Les coûts environnementaux de l'énergie, Rapport final, Décembre.
- Ready, R.C, 1995, Environmental Valuation under Uncertainty, The Handbook of Environmental Economics, D. W. Bromley, ed.; Part V The Valuation Problem, 568-593.
- Smith K. V, Desvousges W.H, Fisher A. et Reed Johnson F, 1988, Learning about radon's risk, Journal of Risk and Uncertainty, Ref.1, page 233 à 258.
- Werner M. et Groves T, 1993, A practical procedure for public policy decisions or "Contingent valuation and demand revelation--without apology", Discussion paper - University of California, San Diego, Department of Economics, November, No.93-51.
- Working Group on Public Health and Fossil-Fuel Combustion (World Resources Institute), 1997, Short-term improvements in public health from global-climate policies on fossil-fuel combustion: an interim report, The Lancet, November 8, Vol.350, page 1341 à 1349.

Ouvrages ou thèses

- Cohen de Lara M. et Dron D, 1997, Evaluation économique et environnement dans les décisions publiques, Ouvrage - Rapport au ministre de l'environnement, Collection "Les rapports officiels" - La documentation française.
- Coker A. et Richards C, 1992, Valuing the environment, Ouvrage, Editions Wiley.
- Collection Santé et société, 1997, Science et décision en santé environnementale - Les enjeux de l'évaluation et de la gestion des risques, Revue, Novembre, Vol 6.
- Geniaux G, 1999, Evaluation et régulation des impacts environnementaux, Thèse pour un doctorat nouveau régime, janv-21, Université de la Méditerranée.

Maniere D, 1999, Meta-analyse de l'évaluation des coûts sociaux de la pollution atmosphérique, Thèse pour le doctorat ès Sciences Economiques, oct-26, Université de Paris X - Nanterre.

Rabl A, Curtiss P.S, Spadaro J.V, Hernandez B, Pons A, Dreicer M, Tort V, Margerie H, Landrieu G, Desaignes B. et Prout D, 1996, Environmental impacts and costs: the nuclear and the fossil fuel cycles, Final report, EXTERNE, June.

Articles à caractère technique sur les concepts de risque, d'utilité et les méthodes d'évaluation

Adamowicz W, Swait J, Boxall P, Louviere J. et Williams M, 1997, Perceptions versus objective measures of environmental quality in combined revealed and stated preference models of environmental valuation, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.32, art. no.EE960957, page 65 à 84.

Ami D. et Desaignes B, 1998, Evaluation contingente et modèle tobit, Journées de l'AFSE, Toulouse, Mai 11-12.

Ami D. et Leblanc G, 1998, Consentement à payer pour la protection de l'environnement: les mesures sont-elles cohérentes?, Etude issue des journées de l'AFSE - Economie de l'environnement et des ressources naturelles, Toulouse, Mai 11-12.

An Y.A. et Ayala A, 1996, A mixture model of willingness to pay distributions, Etude, June.

Bleichrodt H, Crainich D. and Eeckhoudt L, 2000, Comorbidities in cost benefit analyses of health care, Document de travail.

Bohara A.K, Mc Kee M, Berrens R.P, Jenkins-Smith H, Silva C.L. et Brookshire D.S, 1998, Effects of total cost and group-size information on willingness to pay responses: open ended vs. Dichotomous choice, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.35, art. no.EE981022, page 142 à 163.

Carson R.T, Flores N.E. et Meade N.F, 1996, Contingent valuation: controversies and evidence, Etude, November.

Carson R.T, Michael Hanemann W, Kopp R.J, Krosnick J.A, Mitchell R.C, Presser S, Ruud P.A. et Kerry Smith V. avec Conaway M. et Martin K, 1998, Referendum design and contingent valuation: the NOAA panel's no-vote recommendation, *Economics and Statistics*, August, Vol.80:3, page 484 à 487.

Carson, R.T, 1999, Contingent Valuation: A User's Guide, University of California San Diego Discussion Paper #99-26.

Carson, R.T. , T. Groves, Machina, M, 1999, Incentive and Informational Properties of Preference Questions, University of California San Diego Discussion Paper.

Chang F-R, 1996, Uncertainty and investment in health, *Journal of Health Economics*, Vol 15, page 369 à 376.

Chateauneuf A, Cohen M. et Meilijson I, 1997, New tools better model behavior under risk and uncertainty: an overview/, *Cahiers eco & maths - Université de Paris I - Panthéon Sorbonne*, Réf.97-55.

Chateauneuf A, Dana R-A et Tallon J-M, 1997, Optimal risk-sharing rules and equilibria with non-additive expected utility, Etude, October.

- Chateauneuf A. et Cohen M, 1993, Risk seeking with diminishing marginal utility in a non-expected utility model, Cahiers eco & maths - Université de Paris I - Panthéon Sorbonne, Réf.93.51.
- Cohen M, 1992, Security level, potential level, expected utility: a three-criteria decision model under risk, Theory and decision, Vol .33, page 101 à 134.
- Cohen M, Gilboa I, Jaffray J.Y. et Schmeidler D, 1997, An experimental study of upturning ambiguous beliefs, Etude, July.
- Cohen M, Jaffray J-Y. et Said T, 1987, Experimental comparisons of individual behavior under risk and under uncertainty, Organizational behavior and human decision processes, Vol.39, page 1 à 22.
- Cohen M. et Jaffray J-Y, 1983, Experimental results on decision making under uncertainty, Methods of operations research proceeding, Vol.44, page 275 à 289.
- Cohen M. et Jaffray J-Y, 1988, Certainty effect versus probability distortion: an experimental analysis of decision making under risk, Journal of experimental psychology: human perception and performance, Vol.14, no.4, page 554 à 560.
- Creel M, 1998, A note on consistent estimation of mean WTP using a misspecified logit contingent valuation model, Journal of Environmental Economics and Management, Vol.35, art. no.EE981030, page 277 à 284.
- Demers F. et Demers M, 1990, Price uncertainty, the competitive firm and the dual theory of choice under risk, European Economic Review, Vol 34, page 1181 à 1199.
- Dupaz P, Henry de Frahan B, Vermesh D. et Delvaux L, 1998, Le consentement à recevoir flexible: application à l'offre environnementale des agriculteurs en région wallone, Etude issue des journées de l'AFSE - Economie de l'environnement et des ressources naturelles, Toulouse, Mai 11-12.
- Eeckhoudt L, Godfroid P. et Marchand M, 1996, Risque de santé, médecine préventive et médecine curative, Etude, Septembre.
- Eeckhoudt L. et Gollier C, 1995, Demand for risky assets and the monotone probability ratio order, Journal of Risk and Uncertainty, Vol 11, page 113 à 122.
- Etzioni R.D, Feuer E.J, Sullivan S.D, Lin D, Hu C. et Ramsey S.D, 1999, On the use of survival analysis techniques to estimate medical care costs/, Journal of Health Economics, Vol 18, page 365 à 380.
- Gauthier C, 1997, Improving revelation of willingness to pay for natural assets - Application to biodiversity, Rapport, Décembre.
- Gayant J-P, 1997, Calcul de la prime de risque dans le modèle d'espérance d'utilité avec dépendance au rang, Cahiers eco & maths - Université de Paris I - Panthéon Sorbonne, Réf.97-04.
- Gayant J-P, 1997, Présentation graphique de l'intégrale de Choquet en qualité de support du modèle d'espérance non-additive d'utilité, Cahiers eco & maths - Université de Paris I - Panthéon Sorbonne, Réf.97-03.
- Glazer J. et Rubistein A, 1997, Debates and decisions: on a rationale of argumentation rules, Document de travail.
- Gourieroux C, 1997, Aspects statistiques de la méthode d'évaluation contingente, Revue d'Economie Publique, Vol 1.

- Hakes J.K. et Kip Viscusi W, 1997, Mortality risk perceptions: a bayesian reassessment, *Journal of Risk and Uncertainty*, November, Vol.15, No.2, page 135 à 151.
- Hanemann M.W. et Kanninen B, 1998, The statistical analysis of discrete-response CV DATA, Working Paper, December, No.798.
- Hanemann, W.M, 1994, Valuing the Environment through Contingent Valuation, *Journal of Economic Perspectives*, Vol 8(4), 19-44.
- Hershey J.C, Kunreuther H.C. et Schoemaker P.J.H, 1982, Sources of bias in assessment procedures for utility functions, *Management Science*, August, Vol.28, No.8, page 936 à 954.
- Hey J.D, ?, Experimental investigations of errors in decision making under risk, Document de travail.
- Hourcade J.C. and Chapuis T, 1995, No-regret potentials and technical innovation - A viability approach to integrated assessment of climate policies, *Energy Policy*, Vol.23, No.4-5, page 433 à 445.
- Huang J.C. et Kerry Smith V, 1997, Monte Carlo Benchmarks for discrete response valuation methods, Discussion paper, February, No.97-23.
- Jeleva M, Crest-Lei and C.E.M.E, Demand for insurance with imprecise probabilities, Document de travail.
- Kaplowitz M.D. et Hoehn J.P, 1998, Using focus groups and individual interviews to improve natural resource valuation: lessons from the mangrove wetlands of Yucatan, Mexico, Preliminary draft presented at World Congress of Environmental and Resource Economists, June 25-27.
- Karni E. et Safra Z, 1997, An extension of a theorem of Von Neuman and Morgenstern with application to social choice theory, *Etude*, June.
- Karni E. et Schmeidler D, 1991, Utility theory with uncertainty, Extrait de l'ouvrage *Handbook of Mathematical Economics*, Vol.4, Chap.33, Elsevier Science Publishers B.V.
- Kleindorfer P.R. et Kunreuther H, ?, Ex Ante and Ex Post Valuation Problems: Economic and Psychological Considerations, source inconnue, page 77 à 86.
- Konrad K.A. et Schlesinger H, 1997, Risk aversion in rent-seeking and rent-augmenting games, *Economic Journal*, November, Vol.107, page 1671 à 1683.
- Leblanc G, 1996, Révélation des préférences pour la gestion des risques: le cas des expositions professionnelles aux rayonnements ionisants, Contribution associée à la session Philosophie économique - XLV Congrès annuel - AFSE, Université Panthéon Assas.
- Leblanc G, Desaignes B. et Rabl. A, 1997, Impact assessment and authorization procedure for installations with major environmental risks, *Etude*, December.
- Leblanc G. et Ami D, ?, Elicitation of preferences concerning the reduction in radiological risks: a survey, Document de travail.
- Loomes G, 1998, Probabilities vs money: a test of some fundamental assumptions about rational decision making, *The Economic Journal*, March, Vol.108, page 477 à 489.
- Machina M.J, 1987, Choice under uncertainty: problems solved and unsolved, *Journal of economic perspectives*, Vol.1.

- Quiggin J. et Wakker P, 1994, The axiomatic basis of anticipated utility: a clarification, *Journal of Economic Theory*, Vol 64, page 486 à 499.
- Rabin M, 1998, Psychology and economics, *Journal of Literature*, March, Vol.XXXVI, page 11à46.
- Rabl A, 1995, Discounting of long-term costs: what would future generations prefer us to do?, Final report - Part II: Fossil fuel cycles, Appendice B, *Ecologica Economics*.
- Rabl A, 1998, Mortality risks of air pollution: the role of exposure - Response functions, *Journal of Hazardous Materials*, Vol.61, page 91 à 98.
- Rabl A, Spadaro J.V. et B Desaignes, 1998, Nouvelles réglementations pour les incinérateurs de déchets - Une analyse cout-bénéfice, *Environnement et Technique*, Avril, No.175.
- Rabl A, Spadaro J.V. et Mc Gravan P.D, 1998, Effets sur la santé de la pollution atmosphérique due aux incinérateurs - Une pespective, *Sciences et Techniques*, Vol 9, page 4 à 22.
- Ruby M.C, Johnson R. F. et Mathews K.E, 1998, Just say no: opt-out alternatives and anglers' stated-preferences, Technical Working Paper, November, No.T-9801R.
- Smith K. V. et Desvouges W.H, 1987, An empirical analysis of the economic value of risk changes, *Journal of Political Economy*, Vol.95, no.1, page 89à 114.
- Tversky A et Wakker P, 1995, Risk attitudes and decision weights, *Econometrica*, November, Vol.63, No.6, page 1255 à 1280.
- Ulph A. et Ulph D, 1997, Global warming, irreversibility and learning, *Economic Journal*, May, Vol.107, page 636 à650.
- Viscusi K. W, 1997, Alarmist decisions with divergent risk information, *Economic Journal*, November, Vol.107, page 1657 à 1670.
- Wakker P, 1996, The sure-thing principle and the comonotonic sure-thing principle: an axiomatic analysis, *Journal of Mathematical Economics*, Vol 25, page 213 à227.
- Welsh M.P. et Poe G.L, 1998, Elicitation effects in contingent valuation: comparisons to a multiple bounded discrete choice approach, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.36, art. no.EE981043, page 170 à 185.
- Whitehead J.C, Haab T.C. and Huang J.C, 1997, Part-whole bias in contingent valuation: will scope effects be detected with inexpensive survey methods, *Etude*, May.
- Willinger M, ?, Préférences dépendantes du contexte - Une analyse expérimentale, *Revue Economique*, Page 577 à 587.
- Yaari M.E, 1987, The dual theory of choice under risk, *Econometrica*, January, Vol.55, No.1, page 95 à 115.
- Zeckhauser R.J. et Kip Viscusi W, 1990, Risk within reason, *Science*, May 4, Vol.248, page 559 à 564.

TOME 2

PARTIE 1

CARACTERISATION DE LA POLLUTION EXTERIEURE

Christian Renaudot (AIRPARIF)

11 Contexte et situation générale

Le nouveau contexte de la loi sur l'air de 1996 (1) et la grande sensibilité des citoyens franciliens à la qualité de l'air font actuellement évoluer les missions des organismes de surveillance de la qualité de l'air, initialement chargés de la simple mesure de la concentration de composés chimiques polluants dans l'air.

Au-delà de l'observation, il devient nécessaire de caractériser au mieux le risque induit par la pollution, et fournir des éléments permettant de réduire ce risque. La demande des décideurs concerne de plus en plus fréquemment la mise en place urgente d'outils d'aide à la décision tant pour anticiper les épisodes de pollution que pour déterminer l'efficacité d'actions pour les réduire. Ceci survient dans un contexte de très forte sensibilité de l'opinion au risque sanitaire induit par la pollution (publication de l'étude ERPURS (2)) associé à tort aux épisodes de très forte pollution.

La nécessité de l'information rapide du public relative aux niveaux de pollution ou à leur prévision, aussi bien quotidiennement qu'en cas d'épisode de pollution atmosphérique impliquant le déclenchement des procédures d'information et d'alerte est soulignée également par la Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie (LAURE) et doit constituer un axe fort de développement (3).

L'évaluation des risques doit permettre, in fine, la connaissance des coûts économiques sanitaires environnementaux ou culturels induits par la pollution atmosphérique. C'est le travail initial de la mise en œuvre des Plans Régionaux de la Qualité de l'Air (PRQA) prévus par la loi (4).

Cela passe par la meilleure connaissance possible de l'exposition des différentes cibles à la pollution atmosphérique, donc par l'établissement de descriptions spatiales et temporelles précises de celle-ci.

Les niveaux des différents polluants dans l'environnement dépendent bien sûr des émissions mais également fortement de facteurs non maîtrisables : météorologie, topographie, etc, qui interviennent également sur les émissions de façon complexe. L'exposition des personnes dépend, de plus, de leur séjour plus ou moins prolongé dans différents micro environnements plus ou moins exposés (voir à ce sujet l'état des connaissances sur la relation entre pollution intérieure et extérieure rédigé par Yvon Le Moullec).

La surveillance nécessaire à caractériser les effets nuisibles, et donc l'exposition, est beaucoup plus large que la simple mesure. Elle doit utiliser toutes les méthodes d'investigation et toutes les informations qui permettent de définir de façon objective et avec une précision quantifiable cette qualité de l'air vis à vis des effets nuisibles. Cela comprend

des méthodes **d'observation** et des méthodes de **description simulée** de niveaux de pollution virtuels ou réels.

L'observation consiste en la détermination de concentrations d'espèces chimiques polluantes, afin de fournir des éléments permettant de caractériser les expositions des personnes ou des éléments sensibles de l'environnement. En fonction des espèces mesurées, ces observations sont continues et automatiques ou par campagnes d'échantillonnages et analyses au laboratoire. Dans tous les cas, elles doivent s'appuyer sur un plan d'échantillonnage, dans le temps et dans l'espace, qui découle des objectifs de surveillance (c'est entre autre le problème de la représentativité et de la localisation des sites de mesure) et sur des mesures de concentration de fiabilité connue. Les observations de certains effets sur la végétation, sur le bâti ou sur les êtres vivants peuvent aussi fournir une information indirecte de la qualité de l'air.

Le calcul de l'exposition d'un individu peut être effectué soit par méthode directe soit par méthode indirecte. En méthode directe, on réalise la mesure de certains polluants en suivant la personne dans ses activités. Elles requiert l'usage de capteurs portatifs de faible encombrement. La méthode indirecte relie les lieux et temps de séjour aux concentrations rencontrées dans différents environnements, et ce pour des catégories types de personnes.

Les méthodes de simulation permettent de disposer d'informations de précision variable là où l'observation n'a pas été mise en œuvre. Elles consistent en la mise en œuvre d'outils mathématiques de traitement de données :

- outils statistiques permettant par exemple d'interpoler entre des données observées ou de reconstituer des séries temporelles.

- outils de modélisation physique permettant de calculer les niveaux de concentration que l'on suppose homogènes dans un découpage régulier de l'espace (maille) pour des intervalles de temps déterminés.

Ces outils s'appuient sur la connaissance des émissions et sur la description de la dispersion et de la chimie atmosphérique à différentes échelles de temps et d'espace.

Il est indispensable, comme le prévoient la loi sur l'air et la directive cadre de l'union européenne, de coupler observation et description des pollutions par des modélisations physiques adaptées. C'est la mise en œuvre combinée et raisonnée de ces différents moyens qui doit constituer une surveillance moderne et optimisée de la qualité de l'air.

12 L'observation et la mesure des polluants

121 Le choix d'indicateurs de pollution

Dans le cadre de la loi sur l'air, en France, l'objectif principal de la surveillance est la connaissance de l'exposition des personnes et privilégie l'aspect "effets sur la santé". Un dispositif de surveillance doit répondre simultanément à de multiples objectifs :

- Permettre le suivi spatio-temporel de la pollution atmosphérique afin de situer la qualité de l'air par rapport à des critères d'exposition ayant valeur réglementaire (directives européennes transcrites en droit français pour le dioxyde de soufre, les particules, le plomb, l'ozone et le dioxyde d'azote) ou sanitaire (objectifs de qualité de l'OMS, recommandations du Conseil Supérieur d'Hygiène Public de France) (*références 5 à 21*),

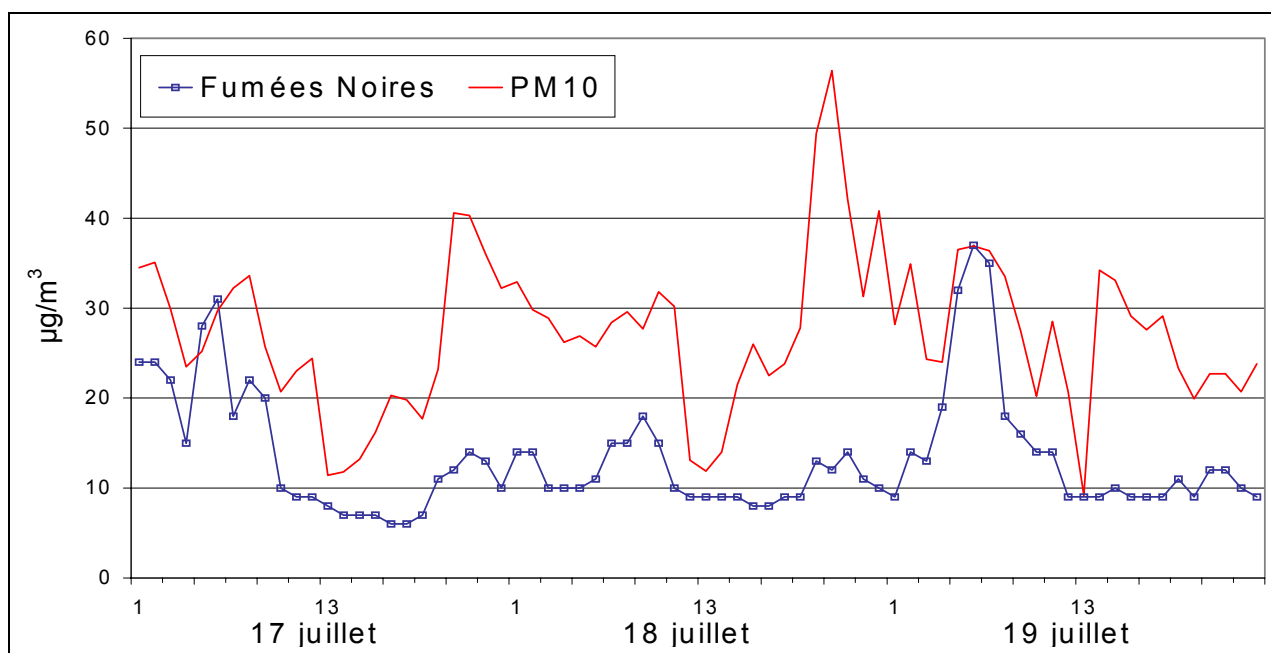
- Fournir les éléments permettant de caractériser au mieux l'exposition,
- Dégager les tendances et donc les priorités d'action.

La surveillance de la qualité de l'air procède de la mesure d'un nombre limité de composés, que l'on utilise comme indicateurs (22). Il s'agit d'une simplification de la réalité, l'air contenant des centaines de substances polluantes de toutes origines.

Un **indicateur** peut être considéré comme un polluant dont la mesure donne une information sur l'impact d'un type de sources particulier, ou d'un état de dégradation de la qualité de l'air. Un polluant indicateur de source sera considéré comme polluant primaire, c'est-à-dire directement émis dans l'atmosphère puis mesuré sans qu'une transformation chimique n'intervienne entre l'émission et la mesure. A l'inverse, un polluant dont l'origine sera tout ou partie liée à une transformation de polluants primaires dans l'air sera considéré comme polluant « secondaire ». Un indicateur secondaire peut donc traduire une pollution variée. Si l'on prend le cas de la pollution photochimique, l'ozone en est l'indicateur le plus utilisé (23), alors que d'autres espèces chimiques sont produites (péroxyacétylnitrates par exemple, très lacrymogènes et sûrement nocifs) qui, pour des raisons pratiques et de coût évident, ne sont pas mesurées en routine par les réseaux de surveillance.

Le choix des indicateurs est fondamental mais soumis à de nombreuses contraintes en particulier de performance des méthodes de chimie analytique. On doit ainsi être dans la capacité de justifier le choix de ceux-ci, éventuellement par des études de corrélation entre polluants. Ces études doivent porter sur de longues périodes, couvrant au moins une année, voire davantage lorsque des variations inter annuelles sont observées, afin d'assurer le bien-fondé de la comparabilité. A titre d'exemple, les mesures de particules sont aujourd'hui réalisées selon différentes méthodes analytiques (24). On parle de mesures de particules totales en suspension, de particules de diamètre aérodynamiques inférieur à 13, 10 ou 2,5 microns (PM13, PM10, PM2,5), de mesures de fumées noires. L'indicateur particules est donc par essence hétérogène, il doit dans ce cas précis être explicite, pour éviter de conclure à une corrélation de composés qui visiblement conduisent à des comportements temporels différents. Le graphique 1-1 illustre à titre d'exemple la difficulté à relier les mesures de PM10 de celles de fumées noires. Sur un même site de mesure qualifié de fond, les évolutions temporelles des concentrations horaires diffèrent d'une part en profil mais également en échelle de valeur. Les particules PM10 en milieu urbain ou rural peuvent recouvrir de multiples formes : part plus ou moins importante des fractions les plus fines, particules primaires d'origine anthropique ou naturelle, ou secondaires issues de la photochimie de type sulfates-nitrates (25).

Graphique 1-1 : évolution des concentrations horaires en fumées noires et PM10 de la station Paris 12^{ème} du 17 au 19 juillet 1999.



Le dioxyde d'azote (NO₂) quant à lui ne doit pas être considéré en premier lieu comme indicateur de source. De manière simplifiée, on peut retenir qu'à l'émission d'un véhicule automobile, selon que celui-ci soit essence ou diesel, la part de NO₂ dans les émissions d'oxydes d'azote (NO+NO₂) représentera de 5 à 20% maximum. La plus grande part des oxydes d'azote dans l'air sont ainsi dues à des émissions directes de monoxyde d'azote (NO), à une faible part de NO₂, mais aussi à la composante secondaire du NO₂ liée à l'oxydation dans l'atmosphère du NO après émission.

Plus un polluant présente une homogénéité de concentration dans l'espace, plus celui-ci peut être considéré comme un bon indicateur de dégradation de l'air liée à une pollution secondaire de type photochimique. C'est le cas de la plupart des polluants secondaires. A contrario, un gradient spatial fort de concentration témoignera d'une influence limitée d'une source dans l'espace, et donc d'une bonne indication de source sur le lieu même de l'émission.

Un indicateur présente en général une double signification : signification en tant qu'indicateur d'un type de source émettant ou induisant des polluants non mesurés, mais également valeur intrinsèque en tant que toxique propre ayant des effets connus sur la santé humaine et le milieu extérieur dans son ensemble. Le polluant en tant que nuisible dispose alors de normes de qualité applicables spécifiquement à lui-même et de valeur universelle. Ce n'est pas le cas de l'indicateur. Au delà de la difficulté d'établissement et de réactualisation des normes afférant aux polluants, peut se poser le problème d'indicateur à signification complexe comme les particules. Il va de soit qu'une norme fumées noires n'est pas simplement transposable aux PM10 ou aux PM2,5. Une différenciation des valeurs sanitaires est alors nécessaire pour les différents types de particules, avec toute la difficulté de disposer qu'une cohérence internationale et d'une continuité historique dans les mesures.

Les PM10 mesurées en France ne traduisent pas la même composition en taille et granulométrie par exemple que ces mêmes PM10 mesurées aux Etats-Unis. Il s'agit bien

apparemment de la même appellation, puisque la méthode de prélèvement standardisée ne laisse aucun doute quant à la taille des particules prises en compte. L'agressivité des particules qui les composent est-elle identique ? Une norme établie aux Etats-Unis est-elle applicable directement en France et vice-versa ? Les différences constatées par exemple sur les carburants, les types de motorisations en répartition du parc roulant, sont autant d'éléments conduisant à penser que la composition de ces particules peut induire une différence en terme d'impact sanitaire.

Enfin et dans le même ordre d'idée, une norme européenne relative aux fumées noires, comme il en existe une depuis plus de 20 ans, a-t-elle un sens tout à fait identique dans les différents pays de la communauté, où par exemple la composition des suies carbonées peut être différente selon les combustibles brûlés, avec pour conséquence une différence de répartition granulométrique, donc en terme d'assimilation par les voies respiratoires ? La question se pose d'ailleurs de savoir si la charge de carbone organique des particules davantage que leur taille est à mettre en relation avec leur plus grande « agressivité ».

Enfin, les fumées noires d'il y a vingt ans sont elles identiques à celles d'aujourd'hui ?

Le travail sur des indicateurs individualisés a pour vocation la caractérisation d'un milieu polluant complexe par le suivi de quelques polluants mesure de polluants faciles ou peu coûteux à mesurer de manière routinière. Le monoxyde de carbone ou les oxydes d'azote sont par exemple des excellents indicateurs des émissions liées au trafic routier. Il doit permettre d'apporter une idée assez juste du comportement des concentrations de toute une série d'espèces émises au même moment et qui ne sont techniquement ou pratiquement pas mesurables.

On doit souligner la nécessité de documenter et développer les relations statistiques entre polluants faciles à suivre en routine et autres polluants plus délicats à mesurer dans le cadre d'une surveillance. A notre connaissance, très peu de publications existent dans le domaine de la comparaison statistique entre polluants. Deux exemples de relations intéressantes à établir peuvent être donnés dans ce domaine. Le premier concerne les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP). Encore peu mesurés en France par les réseaux de surveillance, essentiellement en raison d'une métrologie de laboratoire lourde, les données d'oxydes d'azote ou de monoxyde de carbone pourraient utilement servir à mieux appréhender leur connaissance, là où des mesures parallèles existent. Dans quelle mesure les évolutions temporelles des concentrations de NOx et de CO traduiraient-elles celles des différents HAP, pour lesquels une surveillance va devenir obligatoire au niveau européen ? La lourdeur logistique et le coût des mesures de HAP interdiront de fait une extension aussi grande que celle prise aujourd'hui par la mesure des oxydes d'azote. Quelques points bien choisis ne pourraient-ils pas suffire à la caractérisation de concentrations dans des environnements types, le cas échéant reconstitués mathématiquement par relations statistiques ? Elles-mêmes associées à une modélisation prenant en compte des facteurs d'émissions. La réalisation de campagnes de mesures extensives par tubes à diffusion ou tout matériel équivalent, permettent pour certains polluants, d'avoir accès à des cartographies à grande échelle, complémentaires de la mesure routinière sur un nombre de sites réduits.

Le deuxième exemple de relation entre polluants concerne deux indicateurs : les PM10 et les PM2,5. Davantage développée, disposant d'une norme européenne concernant le prélèvement, la mesure des PM10 est en fort développement en France. Des investissements importants sont encore en cours pour équiper des régions soit non surveillées jusqu'alors, soit pour modifier leur méthode de mesure des particules, le plus souvent pour passer des fumées noires ou des PM13 aux PM10. L'absence de normalisation européenne actuelle en matière de

prélèvement des particules PM_{2,5} et l'absence de normes spécifiques aux PM_{2,5} dans la directive du 22 avril 1999 (10), conduisent à un développement encore modeste de la mesure en routine de cet indicateur de la fraction la plus fine des particules urbaines. Des études statistiques sur des sites de référence, couvrant à la fois des situations de fond et de proximité aux sources, pourraient apporter à terme des éléments indirects d'appréciation des teneurs en PM_{2,5}, connaissant celles de PM₁₀. La prudence est de mise toutefois, dans la mesure où des recalages réguliers seraient nécessaires, notamment en raison de possibles modifications substantielles des carburants et des types de motorisation.

122 Variabilité spatiale de la pollution atmosphérique :

On s'appuie d'abord essentiellement sur la connaissance du champ de concentrations dans l'espace. Mais ce dernier évolue plus ou moins fortement dans le temps.

L'identification de zones de pollution « homogène » permet de définir théoriquement des unités de pollution comparables sur de grandes échelles d'espaces, applicables à un nombre important d'individus.

La caractérisation des niveaux de pollution dans un champ géographique peut passer par différents niveaux de finesse, nécessairement plus difficiles à appréhender à chaque étape.

Par exemple, en toute première approche, on peut utiliser l'ensemble des données issues de stations de fond et agréger un résultat valable pour l'ensemble d'une unité urbaine, typiquement d'une agglomération. Il s'agit d'une valeur issue de résultats parfois très différents, même s'ils correspondent tous à une même typologie de site de mesure et donc a priori de lieu d'exposition. Ce type d'agrégation, fait par indicateur de pollution, ne doit pas être rapproché avec un indice d'information du type ATMO (26). Ce dernier agrège non seulement les stations d'un même domaine mais également il utilise plusieurs polluants à la fois. Les sous-indices calculés pour l'établissement de l'indice ATMO global correspondent dans ce sens à la moyenne d'une zone géographique correspondant généralement à des valeurs horaires maximales, à l'échelle de la journée. Un indice de type ATMO a bien pour vocation de délivrer au grand public une information de type qualitatif, du type « peu » ou « très » pollué, associé à une échelle de valeurs simple à mémoriser. Il ne peut naturellement prétendre à servir des études en lien avec la caractérisation de l'exposition des populations.

Dans un même type d'approche, la moyenne de capteurs de secteurs a priori homogènes pour ce qui est de la pollution de fond peut être calculée et servir de valeur de pollution de référence. Cela nécessite déjà à ce niveau d'appréciation de disposer dans chaque zone définie d'un nombre de capteurs suffisant pour tous les indicateurs pertinents en terme sanitaire, soit au minimum NO₂, SO₂, particules et O₃. La difficulté réside naturellement dans la définition des zones, le plus souvent postulée sur la base des connaissances des concentrations relevées par un réseau fixe, par des campagnes complémentaires de type tubes à diffusion, ou par l'appui d'éléments relatifs à la connaissance des émissions dans le domaine étudié.

L'étape suivante dans la connaissance des concentrations de fond dans les différents points d'un domaine, consiste dans l'établissement de cartographies indiquant la répartition de la pollution par interpolations de mesures discrètes. De nombreuses méthodes permettent d'obtenir ce résultat, citons les plus récents outils en lien avec la géostatistique (27), outils complexes et nécessitant une forte expertise, mais permettant l'introduction de cofacteurs tels que données d'émissions, données topographiques ou démographiques... Un tel croisement de données ne peut être réalisé qu'en disposant de fait de nombreuses données sur l'ensemble

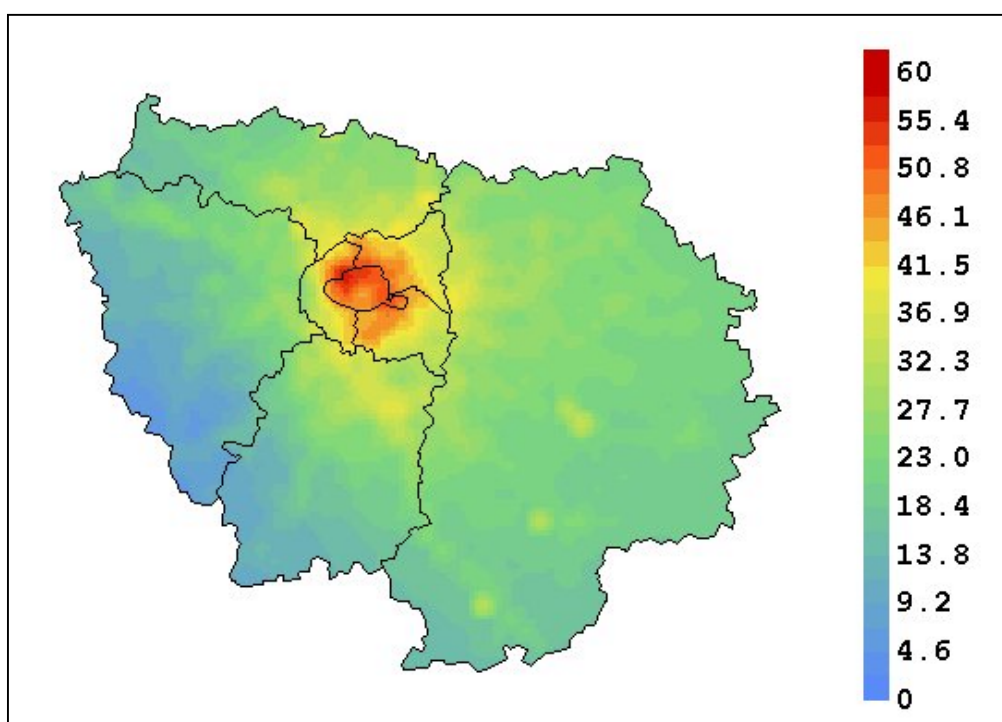
du domaine, à une échelle spatiale adaptée, les données d'émission étant parmi les plus délicates à recueillir. Une des limites inévitable de toute interpolation, est le nombre de sites de référence. L'appui de mesures à grande échelle par tubes à diffusion de coût réduit et de plus grande simplicité de mise en œuvre qu'un appareillage automatique, reste la technique la plus adaptée pour la réalisation de cartographies d'un domaine étendu. De telles informations restent cependant très générales puisqu'elles ne renseignent que sur la répartition spatiale d'une concentration moyenne sur plusieurs jours voire plusieurs semaines selon le polluant, échelle de temps non nécessairement pertinente à l'image de l'ozone par exemple. La plus grande précaution doit être prise dans le choix des sites utilisés pour la réalisation de telles cartographies. Il s'agit bien dans ce type d'exercice d'identifier la concentration de fond représentative en moyenne de tout le secteur environnant, qui correspond à la valeur de base inévitable dans des lieux courants éloignés de la proximité immédiate des sources de pollution.

L'interpolation cartographique attribue de facto une valeur en des lieux où aucune mesure n'est effectuée, seule une mesure d'ambiance générale (stations de fond) a un sens à être mise en cartographie à grande échelle comme pour un département ou une région entière.

L'intégration de sites dits de proximité ou en situation intermédiaire avec le fond dans une cartographie par interpolation ne peut être justifiée que lorsque le maillage de mesure est au moins aussi fin que l'échelle de décroissance des niveaux de proximité vers ceux de fond. Elle doit être en général proscrite.

Les cartographies peuvent être appliquées à différentes fins, comme par exemple l'illustration de l'aire de dépassement d'un objectif de qualité annuel (Figure 1-2).

Figure 1-2 : cartographie de la médiane annuelle des concentrations horaires de dioxyde d'azote en 1999 en Ile-de-France (valeurs en $\mu\text{g}/\text{m}^3$).



Un tel résultat peut à son tour être croisé avec les lieux de résidence des personnes, pour estimer le nombre d'habitants d'un domaine exposés à un air ne respectant pas l'objectif de qualité. Un tel exercice considère implicitement que la situation de fond représente la situation d'exposition principale en terme de durée, ce qui est certainement vrai, mais ne peut être chiffré que par des approches d'exposition indirecte.

Il sera à terme possible, lorsque les données seront disponibles, de cartographier les concentrations modélisées en bordure des axes de circulation principaux, par l'utilisation de modèles de rue simplifiés, connaissant des configurations types de voiries, les vitesses de circulation et les débits.

Etablissement de l'exposition par méthode directe ou indirecte :

Le calcul de l'exposition d'un individu peut être effectuée soit par méthode directe soit par méthode indirecte.

L'exposition obtenue « **directement** » consiste à suivre un individu dans sa journée en mesurant les polluants par capteurs portatifs. Cette technique, apparemment simple de mise en œuvre, ne permet pas de caractériser tous les polluants. Même de faible encombrement, le dispositif de prélèvement constitue nécessairement une contrainte, celle-ci étant d'autant plus importante que l'expérience dure. Il est difficile de faire porter sans contrainte évidente à un individu plus de quelques jours un tel matériel, des consignes d'utilisation précises doivent être suivies scrupuleusement. La difficulté majeure réside dans le choix des individus, censés représenter des catégories types de la population générale. L'étude de l'exposition de l'ensemble de la population passe par l'identification de catégories d'individus, assez variées pour donner une image satisfaisante de la société urbaine, mais nécessairement simplifiée par souci logistique et de coût. Un avantage considérable de ce type de méthode est la possibilité de suivre la dose de polluant dans tous les environnements fréquentés par une personne, qu'il s'agisse d'un environnement extérieur ou intérieur : locaux d'habitations, bureaux, transports en commun, voiture particulière, lieux publics... La mesure directe des polluants peut largement contribuer à améliorer les connaissances dans des micro environnements particuliers, où la mesure n'est pas effectuée en routine et où la modélisation peut s'avérer très délicate. Ces résultats servent alors d'appui essentiel à l'approche indirecte évoquée ci-après.

Compte tenu de la lourdeur de telles études directes, **la méthode indirecte** consiste à reconstituer la dose respirée de différents polluants dans les nombreuses activités et lieux fréquentés au cours de la journée. Il s'agit d'une forme de modélisation, prenant en compte deux aspects : les lieux et durées de présence des personnes d'une part, les concentrations relevées dans ces différents lieux d'autre part.

Pour ce qui est de la caractérisation des concentrations dans l'espace, les différentes méthodes d'évaluation ont été décrites précédemment. Il s'agit naturellement des mesures permanentes effectuées par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air, mais aussi par la reconstitution de valeurs dans l'espace par outils cartographiques ou de modélisation mathématique ou physico-chimique. La prise en compte des niveaux de concentrations dans les locaux est un point essentiel, avec tout un lot de questions sous-jacentes : nature des locaux (matériaux), présence ou non de fumeurs, risque d'exposition professionnelle ..., (voir la contribution de Le Moullec sur les relations air intérieur / air extérieur).

Le travail essentiel consiste en l'établissement d'une liste de lieux type caractéristiques des ambiances urbaines ou rurales : comme dans toute modélisation, une certaine simplification de la réalité s'impose, tous les environnements ne pouvant être individuellement reconstitués. Pour ce qui est des lieux et durées de séjour des individus, la première étape consiste à déterminer des classes d'individus selon un nombre de critères pouvant être extrêmement nombreux : classe d'âge, sédentarité ou activité professionnelle, lieux d'habitation, lieu de travail, type de transport utilisé pour se rendre au travail, durée et mode de transport, activité sportive ou non, etc.. L'établissement de « budgets espace-temps » de différentes catégories de personnes est un travail lourd, les données disponibles aujourd'hui étant encore parcellaires et dispersées. Un énorme travail reste à faire dans ce domaine.

Du fond à la proximité , une forte variabilité de concentration

La caractérisation des niveaux de concentrations dans des environnements très variés est justifiée par la forte amplitude pouvant exister entre les valeurs relevées proches et loin d'une source, d'autant plus que le polluant considéré est primaire.

Ainsi, un gradient fort existe entre une situation de bord de trottoir d'une voirie importante et une situation considérée comme du fond à quelques centaines de mètres de distance.

Des études de terrain montrent, que pour des polluants primaires automobiles classiques comme le CO ou le NO, selon le débit d'un axe de circulation, la distance à partir de laquelle l'axe en question a peu ou pas d'influence directe varie de quelques mètres à quelques centaines de mètres selon le volume de circulation. Le tableau 1-1, repris de la classification nationale des sites de mesure (28) repose sur des valeurs utilisées largement aux Etats-Unis depuis de nombreuses années, elles-mêmes pouvant reposer sur des études expérimentales ou de modélisation.

Tableau 1-1 : Distance minimale d'éloignement d'une source de trafic pour une station de fond

Débit (TMJA) en véhicules/jour	Distance minimale à la voie en mètres
< 1 000	-
1000 à 3000	10
3000 à 6000	20
6000 à 15000	30
15000 à 40000	40
40000 à 70000	100
> 70 000	200

TMJA : Trafic Moyen Journalier Annuel dans les deux sens

Le tableau 1-2 indique les concentrations moyennes de différents indicateurs du trafic automobile sur différents sites types parisiens, qu'ils soient de fond, de proximité au trafic, ou en situation intermédiaire dite « d'observation » comme le site de la Tour St-Jacques. Ce dernier, à une vingtaine de mètre de la rue de Rivoli est dans la zone d'influence directe des émissions de la rue. Le site trafic de l'avenue des Champs-Élysées est, quant à lui, en bordure immédiate de voirie, à un mètre de la chaussée. Le site de fond du parc du Champ de Mars est quant à lui à une distance de plus de 100 mètres du premier axe de circulation significatif.

Tableau 1-2 : niveaux moyens annuels sur différents types de stations parisiennes en 1998

Station	Typologie	Moyenne annuelle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
		CO	NO	NO2	PM10
Paris 12ème	Urbaine		31	58	23
Paris 7ème	Urbaine		28	57	
Avenue des Champs-Élysées	Trafic	2200	114	71	
Boulevard Périphérique Auteuil	Trafic	2400	315	92	50
Tour Saint-Jacques	Observation	800	41	71	

Les valeurs du tableau sont données à titre indicatif, elles peuvent recouvrir des situations variées dans le temps, comme le détaille la partie consacrée à la variabilité temporelle de la pollution.

Simplement sur des valeurs moyennes, on comprend toute l'importance du positionnement des capteurs, et de la grande difficulté à comparer les résultats sans un travail préalable rigoureux de documentation et de classification des stations. La classification nationale des sites de mesure, instaurée au début de l'année 1999, est le fruit d'un travail associant les réseaux de mesure, l'ADEME et le Ministère de l'Environnement (28). Cette première étape jette les bases d'une classification commune en France. Elle doit être suivie et appliquée par l'ensemble des acteurs de la surveillance nationale. La meilleure correspondance avec les malheureusement imprécis et trop rares critères européens définis par les directives (9, 10, 11), est un garant de cohérence et de comparabilité dans le temps et l'espace. Il n'est pas raisonnable en effet de demander aux gestionnaires de réseaux de surveillance de modifier sans cesse le positionnement de leurs capteurs, tant pour des raisons pratiques, financières, que de nécessité de maintenir des continuités historiques de données à des fins d'études épidémiologiques par exemple, ou plus généralement de toute étude de tendance.

En situation de fond, on observe peu de variabilité spatiale des concentrations, pour peu que l'on respecte l'éloignement aux sources directes. A contrario, proche d'une source, les écarts de teneurs sur quelques mètres peuvent être très importants. La distance horizontale avec l'axe de circulation surveillé est un paramètre essentiel, des préconisations françaises existent dans ce domaine. La différence de teneurs relevées entre différentes voiries doit ainsi davantage tenir de la nature du trafic, de la vitesse de circulation, de la topographie du site qui joue fortement sur la dispersion des polluants, que de la différence de distance de prélèvement constatée selon les sites de mesures de type trafic. Dans tout type de micro environnement, que ce soit bords de voirie, sorties de tunnel ou de parkings souterrains, le gradient de concentration horizontal est d'autant plus fort que les polluants sont primaires. Lorsque l'on s'éloigne de la source, on rejoint rapidement le niveau de fond.

Enfin, il faut également considérer les risques de retombées de panaches d'émissions de sources fixes. Les polluants sont émis en général entre 10 et 200 mètres de hauteur selon le type d'activité et de cheminée. Les retombées peuvent soit avoir lieu dans les premières centaines de mètres (cas des cheminées de faible hauteur), ou jusqu'à plusieurs kilomètres voire dizaine de kilomètres pour les plus hautes. L'étude des situations météorologiques associée à celle des variations temporelles des émissions peuvent conduire à identifier des

zones à fort risque de retombées, où les concentrations peuvent être fortement supérieures à celles du fond environnant.

Hauteur de mesure et niveaux de concentrations

Un autre aspect souvent évoqué est l'influence potentielle de la hauteur de prise d'échantillon sur les teneurs relevées et donc la représentativité de l'échantillonnage vis à vis de l'exposition des personnes.

Sur ce point, peu d'études sont aujourd'hui disponibles en France comme à l'étranger, consacrées spécifiquement à ce thème. La réponse à cette question conduit souvent à des éléments basés sur l'expertise, l'habitude, ou sur la connaissance des niveaux relevés dans le cadre d'études ponctuelles ou de données d'un réseau de surveillance disposant de hauteurs de prélèvements variées. Face à ce manque de référence, des études récentes ont été produites dans le cadre de programmes de recherche de type PRIMEQUAL. Une étude réalisée en Ile-de-France en 1997-1998 par AIRPARIF (29), a apporté des premiers éléments de réponse à cette question fortement relayée par voie médiatique. Dans quelle mesure les capteurs situés à plusieurs mètres au dessus du sol traduisent-ils les concentrations réellement relevées proche du sol, lieu de séjour le plus habituel des personnes, du moins dans leurs déplacements urbains ?

On peut d'ores et déjà dire que les résultats ont largement corroboré le sentiment d'expert jusque là communiqué sur la base de la connaissance des données produites par le réseau de mesure ou par des campagnes ponctuelles. Les concentrations de dioxyde d'azote et d'ozone, indicateurs d'une pollution secondaire à large échelle d'espace (surtout l'ozone), sont très homogènes en un lieu donné caractérisé comme du « fond », où que l'on se place entre 1m50 et 10m du sol. Cette homogénéité tient au caractère fortement secondaire de la formation de ces polluants dans l'air, de fortes concentrations pouvant être rencontrées loin des sources du trafic pour le NO₂, loin des agglomérations pour l'ozone. Les temps de réaction chimique dans l'air et les phénomènes de transport conduisent à une forme d'homogénéisation des teneurs en ambiance de fond sur des superficies de plusieurs kilomètres carrés en ville, voire dizaine de kilomètres carrés en milieu rural. On comprend alors pourquoi quelques mètres en plus ou en moins à la verticale changent finalement très peu l'appréciation des teneurs. Quelques nuances doivent toutefois être apportées, comme toute mesure de gaz, les points de mesure doivent être dégagés et l'on doit suffisamment s'éloigner des parois pouvant conduire à des phénomènes de piégeage-adsorption, c'est notamment le cas de l'ozone. Une mesure d'ozone à quelques centimètres du sol par exemple conduirait à y trouver des concentrations plus faibles qu'à quelques mètres, du fait de cette capacité d'adsorption.

Si l'on prend une situation proche du trafic, sur un trottoir, la situation est différente. En présence d'une source immédiate produisant directement du NO₂ (environ 10% des oxydes d'azote émis), inévitablement les concentrations seront d'autant plus élevées en valeurs moyennes que l'on sera proche de la source, en l'occurrence le pot d'échappement. C'est tout naturellement à moins d'un mètre de hauteur que ces émissions sont concentrées, les teneurs sont plus élevées à ce niveau qu'à quelques mètres de hauteur. La différence est de l'ordre de 15 %. Pour un polluant primaire type CO ou NO la différence est beaucoup plus importante. Elle justifie le prélèvement en situation de bord de voirie dans des conditions de respiration d'un individu moyen (1m60-1m70) à pied, ou à vélo. Dans sa voiture, l'automobiliste respire en fait des teneurs proches de celles relevées à l'extérieur à 1m de hauteur, compte tenu de la

faible hauteur des lieux d'émission et des orifices de ventilation des automobiles. Le cas d'enfants en poussettes est quant à lui bien particulier, il requiert plus une méthode de type exposition directe pour répondre à la dose potentiellement reçue lors de son transport en milieu urbain, compte tenu de la variété des situations rencontrées, car les teneurs pourraient être fortes mais les durées d'exposition brèves.

En conclusion sur ce thème, il est relativement légitime de considérer qu'en ambiance de fond la hauteur de prélèvement n'a que peu d'effets sur la teneur en polluants mesurée. D'autres incertitudes risquent davantage d'altérer la comparabilité des résultats, par exemple une source de faible ampleur quantitativement et dont l'impact dans l'espace est limité. Ce peut être par exemple le cas d'une bouche de ventilation de parking, d'une petite cheminée de chauffage individuel ou de tout type de source de faible importance mais qui à quelques mètres de distance sera perceptible par un capteur et viendra se différencier de l'environnement moyen du quartier. La recherche et la documentation lors des choix de stations de mesure de fond sont des étapes clés permettant de les considérer avec une faible marge d'erreur comme fidèlement représentatives de la qualité de l'air moyenne de tout un quartier, d'une commune, voire d'un ensemble de communes.

De manière générale sur le thème de la variabilité spatiale de la pollution, il faut considérer ces éléments toujours valables pour l'étude de concentrations moyennes. Pour l'étude de pas de temps courts, de nombreux cas particuliers nécessitent le recours à la connaissance associée entre lieux d'exposition et moment d'exposition dans la journée, compte tenu de la forte variabilité temporelle des concentrations qui peut exister.

Variabilité temporelle de la pollution atmosphérique :

Comme il a été dit précédemment, la qualité de l'air évolue sensiblement d'un lieu à un autre. Il existe aussi une très forte variabilité dans le temps des teneurs relevées, y compris pour des pas de temps courts, de l'ordre de l'heure ou de la journée et pas seulement pour l'évolution d'un niveau moyen sur du long terme. Si la notion de forte variation de concentration d'un jour à l'autre, voire d'une heure à une autre est aujourd'hui à peu près connue du grand public, c'est bien par l'intermédiaire de l'information dispensée lors des épisodes aigus de pollution. Aujourd'hui presque banalisée, cette information systématique de tout dépassement de seuils définis dans le cadre d'un arrêté interpréfectoral (30) remonte pour l'Ile-de-France à 1994. Depuis, la répétition de dépassements, notamment en été en raison de forts niveaux d'ozone, un peu partout en France, a permis de marquer les différences fortes que pouvaient connaître les jours entre eux.

Une autre information est diffusée par la totalité des réseaux de mesure français, il s'agit de l'indice de qualité de l'air ATMO, mis en place par le Ministère de l'Environnement en 1995 (26). Basé sur les stations de mesure de fond, l'indice ATMO traduit bien l'évolution générale de la qualité de l'air, sur une échelle de valeur permettant d'apprécier la dégradation ou l'amélioration de celle-ci d'un jour à un autre. Rapidement associé à une prévision de tendance, l'indice de la veille se retrouve aujourd'hui accompagné d'une estimation de l'indice du jour en cours de journée et de la prévision de celui du lendemain. Plus que des valeurs, les trois indices communiqués chaque jour apportent plus l'idée de la possible évolution des niveaux de pollution. Les conditions météorologiques ne changeant ni forcément rapidement, ni tous les jours, il est normal de constater fréquemment une certaine « stabilité » de l'indice. Les conditions météorologiques vont fortement conditionner les concentrations de polluants dans l'air, du fait de la variété des conditions dispersives de

l'atmosphère. Entre une journée avec ou sans vent, avec ou sans soleil, chaude ou froide, ce sont autant de paramètres pouvant faire varier les concentrations extérieures dans des facteurs pouvant atteindre 3 à 6 d'un jour à l'autre, et ce sans que les émissions de polluants n'aient évolué.

Contrairement à l'idée généralement reçue il y a encore quelques années, une pointe de dioxyde d'azote survenant un jour de semaine alors que la veille était aussi un jour de semaine n'apparaît pas parce que le trafic a augmenté d'un facteur trois ou plus, mais bien parce que, à émissions à peu près équivalentes, le changement de conditions atmosphériques induit une accumulation des polluants au sol près des lieux d'émissions, conduisant à une hausse parfois spectaculaire des concentrations en un laps de temps de quelques heures à quelques jours. Il ne faut pourtant pas négliger les différences observées dans les quantités d'émissions d'un jour à l'autre (journée de départ en congés augmentant le trafic, journée de grand froid augmentant les émissions liées au chauffage, manifestations ou grèves conduisant à une circulation particulièrement difficile). Il faut retenir que ce ne sont en général pas ces événements qui vont conditionner la survenue de la pointe de pollution, mais bel et bien le changement météorologique, ces émissions supplémentaires venant aggraver une pollution émise tous les jours mais ne pouvant plus se disperser dans de bonnes conditions comme le reste de l'année. Les émissions constituent le signal et la situation météorologique son amplification plus ou moins forte.

Proche des sources, comme par exemple sur un trottoir dans une rue, le trafic quotidien induit une présence continue de polluants émis par le trafic, sauf aux moments de circulation faible ou nulle. Les changements météorologiques, même s'ils ont aussi un impact sur ce type de site, influencent davantage les sites de fond éloignés des sources. Plus le site de proximité caractérise une source importante et régulière, plus les fluctuations de teneurs d'un jour à un autre seront faibles. En fond, la météorologie reste un facteur prédominant dans l'évolution des concentrations, que ce soit des polluants primaires (NO, CO, particules) ou secondaires (NO₂, O₃, particules). Si l'on cherche à caractériser la variabilité de la pollution de l'air dans le temps, la situation de fond est bien la référence de base, puisque les contrastes y sont plus marqués.

Une caractérisation de l'exposition par méthode indirecte comme il a été évoqué précédemment, doit prendre en compte les lieux de séjour des individus. Elle doit aussi prendre en compte le moment de la journée. C'est en fait le couple lieu/temps qui doit être apprécié. A proximité du trafic, même si les niveaux d'un jour à un autre n'évoluent pas en général d'un aussi grand facteur que pour le fond, au cours d'une même journée, on note un cycle quotidien marqué lié aux activités émettrices : niveaux plus forts le matin et le soir au moment des heures de pointe liées aux trajets domicile-travail. Un quart d'heure d'attente d'un autobus en proximité au trafic à 8 heures le matin peut être différent en terme d'exposition qu'un autre quart d'heure à 15h l'après-midi. La différence s'apprécie polluant par polluant, les conditions d'émission variant éminemment selon la vitesse de circulation et l'état de congestion du trafic.

Ainsi, à distance équivalente parcourue, à faible vitesse la quantité de monoxyde de carbone émise par un véhicule essence est plus importante, c'est l'inverse qui se produit pour les oxydes d'azote. Les conditions et l'état changeant de la circulation expliquent en partie les différences constatées dans les niveaux mesurés dans la journée. En situation de fond, les fluctuations entre le matin et l'après-midi peuvent également être très importantes, cette fois non seulement en raison des émissions mais également de la météorologie. Il est par exemple

plus fréquent de constater un épisode de pollution en dioxyde d'azote en situation de fond en cours ou fin de matinée, période où certes le trafic est le plus dense et concentré dans le temps, mais aussi où les conditions dispersives sont généralement les moins bonnes (inversion matinale de température tendant à s'atténuer dans la journée). L'ozone quant à lui concentre les niveaux les plus élevés entre 13 et 19h, période d'ensoleillement où les températures sont les plus chaudes, paramètre nécessaire à sa formation photochimique.

Un exemple peut être donné au titre de l'ozone. Un francilien habitant en grande couronne périurbaine et rejoignant Paris en été aux heures de pointe du matin sera confronté dans son transport à des concentrations élevées de polluants automobiles en bord de voirie. Il pourra à son retour chez lui en toute fin d'après-midi être exposé cette fois à des niveaux élevés d'ozone, tout dépend de l'heure de son retour, l'ozone connaissant un cycle diurne très marqué en relation avec l'intensité solaire. Le couplage du champ de concentration avec les moments et lieux de séjour est la seule approche permettant de ne pas se tromper lourdement sur l'estimation de la dose absorbée quotidiennement.

Un autre point à ne pas sous-estimer est l'activité physique des personnes. Celle-ci conditionne fortement la dose de polluant réellement inhalée. A activité physique plus soutenue, c'est une plus grande quantité de polluants qui sera absorbée. Une personne se rendant à pas lent d'un point à un autre de la ville et une personne faisant le même trajet à pied mais cette fois en courant fera varier la durée de l'exposition dans les différents environnements mais aussi la quantité inspirée compte tenu du rythme respiratoire différent. Les concentrations ambiantes identiques dans l'absolu pour deux individus, auront dans de nombreux cas un impact différent selon l'activité menée dans ce milieu, par assimilation plus ou moins forte de polluants en lien avec l'intensité de l'activité physique. La différence de durée de transport étant finalement réduite, on considérera la même heure de la journée en terme de référence temporelle, il n'est pas envisageable de disposer d'information plus fine que l'heure en matière d'émissions, information déjà difficile à obtenir lorsque celle-ci peut être quantifiée.

Mais au final, quelle durée d'exposition est pertinente ? L'année, le jour ? Naturellement plus le pas de temps doit être court, plus la finesse spatiale de connaissance des concentrations doit être grande. On doit en tout état de cause être capable de différencier un temps d'exposition court mais exceptionnel ou peu fréquent (ex : épisode de pollution en fond, exposition occasionnelle près d'une source), d'un temps d'exposition court mais répété dans le temps (ex : passage dans un tunnel tous les jours).

Les épisodes importants de pollution, finalement assez rares, n'influent pas sur le niveau moyen annuel si c'est le pas de temps retenu. Un niveau très élevé rencontré tous les jours, même pendant peu de temps, pourrait avoir plus d'impact sur le calcul d'un niveau moyen annuel d'exposition, ou sur un pas de temps plus court (journée, semaine).

Enfin, la précision métrologique des mesures doit être prise en compte. Celle-ci est incontournable. Elle est aujourd'hui relativement bien connue et peut être calculée. Elle doit par contre être davantage communiquée en association avec les relevés. Estimée de manière très globale entre 5 et 15% selon les polluants et les teneurs, l'incertitude associée à la mesure, qui pourrait paraître comme l'élément clef dans le risque d'erreur, reste finalement nettement inférieure à d'autres incertitudes associées dans un calcul d'exposition : estimation spatiale des émissions, budgets espace-temps des populations...

Il y a donc des thèmes où il est sans doute plus rentable de dispenser de lourds efforts, le gain en matière de précision de mesure ne pouvant représenter finalement que quelques pourcents dans un calcul global d'exposition.

13 Les outils de simulation

Les outils statistiques permettent une meilleure présentation des données soit au plan spatial par des techniques de cartographies interpolatives des observations discrètes réalisées dans l'espace soit par reconstitution statistique de séries temporelles de données. Ils ne rajoutent pas d'informations nouvelles aux observations de base. Ces méthodes, compte tenu de leur simplicité et de leur rapidité d'exécution restent toutefois très utilisées pour la prévision à court terme des épisodes de forte pollution.

Les techniques de simulations numériques ou physiques génèrent par contre une information riche sur la qualité de l'air dans le temps et dans l'espace.

Elles décrivent mathématiquement ou par analogie physique, les émissions (naturelles, industrielles, diffuses, trafic), le transport et la dispersion des polluants dans l'atmosphère et leur évolution chimique. Leur élaboration suppose que l'ensemble de ces phénomènes ait été compris et que l'on puisse correctement les décrire. Ces outils comprennent généralement un module de traitement des données d'entrée (émissions, topographie, occupation du sol) un module météorologique permettant la description des paramètres météorologiques utiles, un module de transport diffusion, un module de transformation chimique et un module de sortie permettant une présentation ergonomique des résultats.

Les termes d'émissions sont très divers, complexes et souvent mal connus. Le transport et la dispersion dépendent d'éléments météorologiques ou orographiques très fins et parfois difficiles à quantifier : nébulosité, albédo, rugosité etc. La chimie atmosphérique est très complexe et incomplètement comprise.

Les modèles physiques développés dans ce cadre, quels que soient les gros progrès réalisés en matière de description du phénomène et de puissance de calcul, restent et resteront malgré leur grosse taille informatique, des simplifications très fortes de la grande complexité qu'est la réalité. D'autant que les situations de forte pollution sont les plus dures à décrire, le comportement des masses d'air devenant très hypothétique en l'absence de vent.

Un découpage du domaine de modélisation est défini et les concentrations des différentes espèces polluantes sont supposées constantes dans chaque volume élémentaire (maille) pour chaque intervalle de temps. Toute résolution plus fine que la maille est donc sans signification même si les représentations cartographiques sont souvent trompeuses à ce sujet.

Ces outils simplifiés doivent être choisis et validés en fonction des questions auxquelles ils doivent répondre et afin que le domaine de validité soit adapté à la taille géographique du secteur modélisé ou du type de pollution étudié. La validation s'appuie exclusivement sur les données observées. La modélisation est donc un complément et pas un substitut à l'observation. Un modèle qui permettra d'estimer l'évolution des niveaux moyens de pollution dans les années à venir n'est pas adapté à décrire l'effet d'une mesure d'alerte sur les niveaux d'un épisode de forte pollution. De même un modèle régional de pollution atmosphérique avec une maille de 6 km ne peut permettre de caractériser l'exposition sur un trottoir qui nécessite une résolution de quelques mètres.

Malgré toutes ces limites, les modèles sont et vont devenir de plus en plus des outils essentiels de la surveillance de la qualité de l'air. En effet, ils permettent une description continue dans l'espace du champ de pollution alors que l'observation reste une méthode discrète. Ils permettent d'atteindre une information sur des polluants non mesurés ou non mesurables.

Enfin ils sont le seul moyen de caractérisation de pollutions « virtuelles » futures ou passées puisqu'en changeant les émissions en fonction d'actions de réductions que l'on imagine, on peut tester à météorologie constante, leur efficacité. Ils sont donc les seuls outils qui peuvent apporter une réponse aux questions d'efficacité des actions correctives envisagées et donc à la validation a priori des propositions des PRQA. Ils permettent également de reconstituer les champs de pollution et donc l'exposition des personnes dans le passé ce qui est essentiel pour la détermination des effets de la pollution. Alors qu'en matière de mesure observée de la qualité de l'air, il n'y a pas d'investissements à effet rétroactif.

14 Recommandations en matière de recherche

Cet état de l'art a mis en évidence certaines lacunes, et nous donnons ci-après quelques pistes de recherche qu'il semble important d'explorer afin de les combler.

* Progresser dans le développement des techniques de spatialisation : outils d'interpolation utilisant notamment la géostatistique. Faire le lien avec des outils de type SIG, afin d'établir des croisements entre données par exemple population (répartition des populations et niveaux de concentrations).

* Développer des travaux statistiques sur les relations entre polluants, afin d'utiliser des indicateurs comme éléments d'appréciation d'autres espèces plus difficiles ou plus coûteuses à mesurer à grande échelle.

* Documenter de manière plus complète les micro-environnements par la réalisation de campagnes de mesures et par l'appui d'outils de modélisation à fine échelle.

* Etablir des budgets espaces temps adaptés à l'approche de caractérisation de l'exposition par méthode indirecte.

* Uniformiser et préciser au niveau européen des critères communs de classification et de choix des sites de surveillance de la qualité de l'air.

* Apporter des réponses sur la représentativité des indicateurs de pollution selon les pays.

15 Références bibliographiques

(2) ORS Ile-de-France (1997) : ERPURS : Analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique et santé, résultats 1991-1995

(3) RICHERT Ph. (1995) : Rapport sur les évolutions souhaitables pour le dispositif national de surveillance de la qualité de l'air

(4) DRIRE Ile-de-France (1999) : Qualité de l'air en Ile-de-France, le plan régional

Journal Officiel des communautés européennes :

- (5) Directive 80/779/CEE du 15 juillet 1980 relative à la pollution de l'air par l'anhydride sulfureux et les poussières
- (6) Directive 82/884/CEE du 3 décembre 1982 relative à la pollution de l'air par le plomb
- (7) Directive 85/203/CEE du 27 mars 1985 relative à la pollution de l'air par le dioxyde d'azote
- (8) Directive 92/72/CEE du 21 septembre 1992 concernant la pollution par l'ozone
- (9) Directive 1996/62/CE du 27 septembre 1996 concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant
- (10) Directive 1999/30/CE du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant
- (11) Directive 2000/69/CE du 16 novembre 2000 concernant les valeurs limites pour le benzène et le monoxyde de carbone dans l'air ambiant

Journal Officiel de la république française

- (1) Loi n°96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie
- (12) Décret n°98-360 du 6 mai 1998 relatif à la surveillance de la qualité de l'air, de ses effets sur la santé et sur l'environnement, aux objectifs de qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites
- (13) Arrêté du 17 août 1998 relatif aux seuils de recommandation et aux conditions de déclenchement de la procédure d'alerte
- (26) Arrêté du 10 janvier 2000 relatif à l'indice de qualité de l'air

Conseil supérieur d'Hygiène Public de France (CSHPPF)

- (14) Particules en suspension dans l'atmosphère : effets sur la santé et proposition pour une révision des valeurs limites (1993)
- (15) Avis du 27 avril 1995 concernant l'évaluation et la gestion du risque dû à l'ozone (O3), indicateur de la pollution photochimique en France
- (16) Avis du 6 juin 1996 relatif au projet de directive concernant les particules en suspension dans l'atmosphère
- (17) Avis du 4 juillet 1996 relatif au projet de directive concernant la pollution de l'air ambiant par le dioxyde d'azote (NO2)
- (18) Avis du 17 septembre 1997 relatif au projet de directive concernant la pollution de l'air ambiant par le monoxyde de carbone (CO)
- (19) Avis du 1er octobre 1997 relatif au projet de directive concernant la pollution de l'air ambiant par le dioxyde de soufre (SO2)
- (20) Avis du 17 septembre 1997 relatif au projet de directive concernant la pollution de l'air ambiant par le benzène

- (21) Avis du 17 septembre 1997 relatif au projet de directive concernant la pollution de l'air ambiant par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)
- (22) WHO/UNEP (1994) : GEEMS/AIR Methodology Review Handbook Series Volume 4 : passive and active sampling methodologies for measurement of air quality
- (23) TOUPANCE G. (1988) : L'ozone dans la basse troposphère : théorie et pratique
- (24) WHO/UNEP (1994) : GEEMS/AIR Methodology review Handbook series Volume 3 : measurement of suspended particulate matter in ambient air
- (25) Airborne particle expert group (1999) : Source apportionment of airborne particulate matter in the United Kingdom
- (27) Matheron G. (1971) : La théorie des variables régionalisées et ses applications, Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique (fasc. 5), Ecole des Mines de Paris.
- (28) ADEME (1998) : Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air
- (29) AIRPARIF (1999) : Influence de la hauteur de la prise d'échantillon sur les concentrations observées dans différents types de sites de surveillance de la qualité de l'air
- (30) Préfecture de la région d'Ile-de-France–Préfecture de Police : arrêté interpréfectoral n°99 10762 du 24 juin 1999 relatif à la procédure d'information et d'alerte du public en cas de pointe de pollution atmosphérique en région d'Ile-de-France
- (31) Haut comité de Santé Publique (2000) : Politiques publiques, pollution atmosphérique et santé : poursuivre la réduction des risques.

PARTIE 2

POLLUTION PHYSICO-CHIMIQUE A L'INTERIEUR DES LOCAUX

Yvon Le Moullec (LHVP)

21 Introduction

Le champ de la pollution atmosphérique intérieure, hors bâtiments industriels, recouvre un large ensemble de lieux de vie : habitats individuels ou collectifs, bâtiments publics (écoles, crèches,...), immeubles de bureaux, équipements de loisirs (piscines, cinémas, restaurants...), moyens de transports personnels (habitacles de voiture) ou collectifs (autobus, métro,...). Si on considère l'ensemble de ces environnements intérieurs, il apparaît que les citoyens, dans leur majorité, y passent de 80 à 90% de leur temps, voire plus pour les jeunes enfants, les personnes âgées et les malades.

En conséquence, dans les conditions de vie habituelle des citoyens, l'exposition totale atmosphérique de ces personnes est largement gouvernée par celle subie dans les ambiances intérieures ; elle est pratiquement totale pour certains d'entre eux tels que le formaldéhyde, le radon, les fibres ou la fumée de tabac environnementale.

Les polluants physico-chimiques présents dans les atmosphères intérieures proviennent à la fois des émissions des sources intérieures au bâtiment ainsi que du transfert de la pollution extérieure. Pour un bâtiment donné, les déterminants des teneurs intérieures sont l'intensité des émissions endogènes, le taux de renouvellement d'air du local, la qualité de l'air extérieur et la réactivité des polluants en phase homogène (réactions entre polluants) ou en phase hétérogène (réaction avec les surfaces). La température ambiante, l'hygrométrie et la vitesse de l'air interviennent également sur certaines émissions.

211 Les sources intérieures de polluants physico-chimiques

Elles peuvent être schématiquement regroupées en trois grandes catégories : les activités des occupants, les appareils de combustion domestiques et les matériaux de construction, d'aménagement et de décoration du bâtiment.

Les occupants et leurs activités

Les principales nuisances sont dues :

- à l'utilisation de produits domestiques tels que ceux destinés au nettoyage et à l'entretien des locaux ; la pollution atmosphérique générée est de nature organique très variée (solvants oxygénés de type alcools, esters, hydrocarbures aliphatiques et aromatiques, hydrocarbures chlorés). Plus épisodiquement, les activités de bricolage occasionnent des nuisances en relation avec la nature des produits utilisés, leur mode d'application et leurs conditions de stockage ;

- au tabagisme qui génère un ensemble complexe de plusieurs milliers de composés gazeux et particulaires. Les particules produites sont très fines et la phase gazeuse associée est de type minéral (monoxyde de carbone CO, oxydes d'azote NO et NO₂, ammoniac...) et organique (nicotine, aldéhydes, nitrosamines, benzène, hydrocarbures aromatiques polycycliques...).

Les appareils de combustion domestiques

Ils sont utilisés pour le chauffage, la production d'eau chaude sanitaire et la cuisson des aliments : les gaz émis sont principalement CO, NO et NO₂ ; d'autres polluants gazeux et particulaires (aldéhydes, hydrocarbures aromatiques polycycliques,...) sont également générés avec un facteur d'émission variable selon le combustible utilisé (fioul, bois, charbon, gaz,...).

Les matériaux de construction, d'aménagement et de décoration

Les matériaux sont à l'origine d'émission de très nombreux composés organiques volatils (COV) qui, tout en s'atténuant avec le temps, peuvent se prolonger pendant plusieurs mois. La caractérisation de ces émissions fait actuellement l'objet de développements importants, en liaison avec une évaluation sensorielle (irritations, odeurs) des ambiances intérieures

Les émissions générées sont, soit continues, sans variation brutale d'intensité comme celles dues aux matériaux, soit discontinues et irrégulières en intensité, en relation avec les activités humaines.

212 Le transfert de la pollution extérieure

Les polluants atmosphériques extérieurs pénètrent dans les locaux par infiltration et par le système de ventilation ; les variations temporelles des teneurs sont reproduites à l'intérieur avec un retard et un amortissement qui sont fonction du taux de renouvellement d'air et de la nature du polluant qui est susceptible de réagir avec d'autres aérocontaminants ou de s'adsorber sur les surfaces.

L'impact des teneurs extérieures sur les niveaux intérieurs peut, en première approximation, être quantifié en utilisant un modèle de type « balance massique ». En l'absence de source endogène de pollution et sous l'hypothèse d'une concentration extérieure n'évoluant pas trop rapidement, l'équation qui gouverne la relation entre teneurs intérieures (C_{int}) et teneurs extérieures (C_{ext}) peut être mise sous la forme :

$$C_{int}/C_{ext} = P \cdot TRA / (TRA + k)$$

- **P** est le facteur de pénétration des gaz ou des particules au travers de l'enveloppe du bâtiment. Il est égal à 1 tant pour les gaz que pour les particules fines (PM_{2,5}) ; il reste également proche de l'unité pour les PM₁₀ et ne décroît de façon significative que pour les particules supérieures à 20 µm.

- **TRA** est le taux de renouvellement d'air du local par heure ; il dépend essentiellement de trois facteurs principaux : les caractéristiques du bâtiment, les conditions extérieures ambiantes (température et force du vent) et le comportement des résidents (aération par ouverture des portes et de fenêtres). Ce paramètre peut varier de 0.2 renouvellement par heure pour des bâtiments très peu ventilés à des valeurs de 2 voire 3 lorsque les bâtiments sont très mal isolés. Il est en général plus élevé en été qu'en hiver et dans les régions méridionales que septentrionales. Dans les locaux à ventilation naturelle ce taux de renouvellement d'air est très dépendant des conditions météorologiques alors qu'il est plus constant dans les locaux à ventilation mécanique. Par ailleurs, l'ouverture large des fenêtres conduit rapidement à des renouvellements d'air très élevés, de l'ordre de 10. Ce paramètre est donc en général difficile à évaluer dans les conditions de vie habituelles sauf dans le cas de locaux disposant d'un

conditionnement d'air dans lesquels le volume d'air neuf introduit et le taux de recirculation de l'air obéissent à des règles précises.

Dans le contexte français, bien qu'il existe peu de données représentatives, on peut considérer qu'une valeur de 0,5 à 1 renouvellement par heure est une valeur réaliste compte tenu des exigences réglementaires actuelles.

- k est le facteur de transformation et d'adsorption des polluants gazeux ou de déposition des particules sur les parois du local ; sa valeur est fonction du polluant, de la nature du revêtement des parois et du rapport entre surface et volume du local considéré. Dans la mesure où on considère que les réactions entre polluants sont d'importance secondaire par rapport aux réactions d'adsorption et de déposition (ce qui semble être souvent le cas) ce facteur k peut s'exprimer sous la forme d'une vitesse de déposition spécifique au polluant et au type de surface k_{pol} multiplié par le rapport surface sur volume du local (S/V). k_{pol} est souvent exprimé en m/s et a été calculé pour plusieurs polluants dans différentes configurations caractéristiques de logements ou de bureaux standards.

213 Les mesurages dans les bâtiments

Pour l'évaluation des expositions, quel que soit le bâtiment, les mesurages doivent s'effectuer avec des équipements tolérables par les résidents. Selon les objectifs, ceux-ci sont plus ou moins complexes mais le plus souvent les prélèvements restent limités dans le temps. Ceci souligne l'importance d'une stratégie de prélèvement particulièrement bien étudiée dont le choix aura des répercussions sur la représentativité des résultats. En effet, dans les environnements intérieurs, l'évolution de la contamination atmosphérique est souvent difficilement prévisible en raison de la multiplicité des facteurs de variation que sont la ventilation, la nature et le caractère périodique ou intermittent des sources d'émission selon l'activité des occupants. Les profils temporels peuvent donc être extrêmement différents d'un local à l'autre et d'un jour à l'autre et le moment choisi pour effectuer un prélèvement doit, si possible, être défini en fonction des résultats d'une enquête préalable.

L'échantillonnage passif est un moyen pratique et peu coûteux, qui répond bien aux contraintes d'autonomie et de portabilité. Cette méthode qui est applicable aux composés gazeux repose sur la diffusion moléculaire du polluant sur un capteur dont les performances dépendent de sa géométrie et de la nature de l'adsorbant qu'il contient. Cette technique, qui nécessite une analyse différée en laboratoire, a été décrite la première fois par Palmes pour la mesure du NO_2 et est également appliquée pour d'autres polluants tels que SO_2 , O_3 , CO ainsi que pour les composés organiques volatils (COV) dont le benzène et le formaldéhyde. On notera cependant que ces mesures, par tubes à diffusion, ne permettent d'évaluer ni la fréquence, ni l'ampleur des pics de pollution susceptibles de se produire, par exemple pour NO_2 dans les cuisines, au moment de la préparation des repas.

Dans un nombre plus réduit d'études, des mesurages par des capteurs-analyseurs, identiques à ceux utilisés pour la surveillance de l'air extérieur, ont permis de suivre l'évolution en continu des teneurs pour des polluants tels que O_3 , NO_2 , CO ou les particules.

Si les conditions de ventilation d'un local agissent globalement de la même manière sur l'ensemble des polluants, chacun d'eux présente des particularités selon son origine soit essentiellement intérieure (ex : formaldéhyde), soit extérieure (O_3 , SO_2) soit mixte (NO_2 , particules, CO , hydrocarbures) et selon sa capacité d'adsorption ou de déposition sur les parois. En conséquence, il apparaît nécessaire de traiter chacun de ces polluants séparément en présentant les sources principales, les enseignements des études les concernant et les points

qui restent encore à préciser dans l'optique d'une meilleure évaluation de l'exposition des populations.

Nous limiterons cet exposé aux polluants physico-chimiques les plus classiquement mesurés en milieu urbain et qui sont pris en compte dans les études épidémiologiques.

22 L'Ozone (O₃)

A l'intérieur des locaux, il n'existe pas, sauf exception, de sources notables et l'exposition des populations dans les locaux dépend donc du taux de pénétration réel de l'ozone, c'est à dire de la quantité d'ozone entrant dans le bâtiment minorée de celle qui s'adsorbe ou réagit dans l'environnement intérieur.

Les mesurages sont réalisés soit avec des capteurs-analyseurs identiques à ceux équipant les réseaux de surveillance de la qualité de l'air (absorption dans l'ultraviolet) bien adaptés au suivi des teneurs sur des pas de temps courts, soit par des capteurs passifs qui réalisent des mesurages intégrés sur des durées de plusieurs jours. Ces derniers, en raison de leur faible coût, autorisent une extension du nombre de mesures réalisées au cours des études, mais ne permettent pas de mettre en évidence les pointes de pollution.

221 Les mesurages dans les habitats et locaux assimilés

Les principaux microenvironnements pris en compte ont été les résidences (logements collectifs ou maisons individuelles), les immeubles de bureaux, les écoles mais également les musées en raison de la sensibilité des œuvres d'art à l'ozone.

Les travaux publiés proviennent, pour leur majorité, des Etats-Unis où les mesures ont commencé dès les années 1970 (1, 2, 3). Des études ont encore été effectuées cette dernière décennie sur le continent américain (4, 5, 6, 7, 8) et principalement dans les régions affectées par des niveaux d'ozone très élevés en période estivale comme par exemple la Californie (9, 10, 11) ou le Mexique (12, 13, 14). Les données européennes, encore peu nombreuses concernent la Suisse (15, 16), l'Italie (17), la Grèce (18), le Royaume Uni (19) et la France (20).

Dans cette synthèse comme dans celles réalisées précédemment par Yocom en 1982 (21) puis par Weschler en 1989 (22), les compilations des résultats montrent que, pour ce polluant qui possède une forte réactivité, les ratios C_{int}/C_{ext} sont très variables selon les sites, les saisons et les types de bâtiment. Les plus faibles sont de l'ordre de 0,1 alors que les plus élevés atteignent 0,7, notamment en période estivale.

Malgré cette hétérogénéité, quelques grandes tendances se dégagent :

- on observe systématiquement un très bon suivi entre les évolutions des teneurs intérieures et extérieures et aucune source intérieure notable n'a été mise en évidence au cours des différents travaux ;

- dans un bâtiment donné, le ratio C_{int}/C_{ext} est largement gouverné par le taux de renouvellement d'air du local : plus le renouvellement est réduit, plus le ratio est faible.

- dans les bureaux climatisés, l'abattement des teneurs est en général plus important et cette situation est encore plus marquée lorsque le taux de recirculation de l'air est élevé. L'ajout d'un filtre à charbon actif sur ces systèmes de conditionnement d'air se traduit par des niveaux intérieurs d'ozone qui deviennent négligeables ; le ratio C_{int}/C_{ext} est alors inférieur à 0,05.

- des mesures effectuées au Mexique dans les écoles ont aussi montré l'influence très importante de l'ouverture des fenêtres sur le taux de ventilation des classes, ce qui se traduit alors par des ratios $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ très élevés (0,75) qui chutent de façon importante lorsque portes et fenêtres sont fermées ($C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ de 0,1 à 0,2).

On retiendra également que la vitesse de déposition de l'ozone dépend de la nature des matériaux qui recouvrent la surface (2) ; elle est plus importante sur des surfaces de caoutchouc, de plastique et de tissu que sur le verre ou le métal. De plus, l'efficacité de captation d'une surface semble diminuer avec la durée d'exposition. Il a également été montré qu'un accroissement de l'humidité relative accroît de façon importante la vitesse de disparition de l'ozone.

Les réactions de l'ozone avec d'autres composés gazeux tels que le NO émis par les combustions domestiques telles que les chauffe-eau ou les cuisinières à gaz ont été moins étudiées. De même, les réactions avec des composés organiques volatils et notamment des hydrocarbures tels que les terpènes sont également possibles et conduisent à la formation de particules fines (23). Il est probable que ces réactions contribuent encore à réduire les teneurs intérieures d'ozone.

222 La modélisation des teneurs intérieures

Différents auteurs ont développé avec un certain succès des modèles plus ou moins complexes pour prédire et expliquer les teneurs en ozone mesurées dans les bâtiments (2, 24, 25, 26, 27). Par exemple, à partir du simple modèle de balance massique qui exprime le ratio $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ en fonction du taux de renouvellement d'air, du rapport surface volume du local (S/V) et de la vitesse de déposition de l'ozone sur les surfaces (k_{oz}) Weschler (22) a obtenu des résultats assez satisfaisants. Il a comparé les résultats du modèle aux valeurs expérimentales obtenues dans trois immeubles présentant des taux de renouvellement d'air très différents. En prenant des valeurs de $36 \cdot 10^{-5}$ m/s pour k_{oz} et de 2,9 pour le rapport S/V, il a obtenu des ratios $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ calculés de 0,51, 0,68 et 0,14 correspondant à des données expérimentales respectivement de 0,54, 0,71 et 0,22.

Lee en 1999 (28) a également étudié la décroissance de l'ozone de façon expérimentale dans différents logements et a proposé un ratio S/V de 1,6 et une valeur de k_{oz} de $49 \cdot 10^{-5}$ m/s, valeur assez proche de celle proposée par Weschler.

223 Les études françaises.

Les seules données françaises actuellement publiées proviennent de Montpellier (20) où des ratios $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ relativement élevés, de l'ordre de 0,4 à 0,7, ont été enregistrés, en utilisant des capteurs passifs.

Par contre, plusieurs études soutenues notamment par le programme Primequal-Predit sont actuellement en cours de finalisation et apporteront très prochainement des enseignements concernant le rapport $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ dans le cas de l'ozone. Il s'agit :

- de l'étude ISAAC II (29) dans laquelle des mesurages d'ozone par capteurs passifs ont été réalisés en juin 2000 dans une centaine d'écoles de six agglomérations françaises : Marseille, Créteil, Bordeaux, Strasbourg, Clermont-Ferrand et Reims. Ils ont été réalisés du lundi au vendredi dans la cour de récréation et dans les salles de classes.

- d'une étude effectuée dans 9 écoles de la Rochelle (30) sélectionnées dans un souci de diversité quant à leur localisation géographique (centre ville, périphérie de l'agglomération, bord de mer, etc...) et aux caractéristiques du bâtiment (mode de ventilation, état du bâti et des ouvrants, etc...). A la différence de l'étude précédente, le nombre limité de sites a permis l'utilisation de capteurs-analyseurs fournissant des données continues des concentrations intérieures et extérieures.

- d'une étude havraise (31) au cours de laquelle des mesures intérieures d'ozone ont été réalisées dans six bâtiments représentatifs des conditions de l'habitat et des lieux de travail dans cette ville.

- d'une étude, effectuée sous l'égide de l'ADEME (32) visant à réaliser sur plusieurs semaines des mesures en continu de plusieurs polluants dont l'ozone dans un appartement parisien non occupé dans lequel la ventilation est contrôlée et les infiltrations d'air réduites au minimum.

Dans ces deux derniers travaux, des analyseurs automatiques ont également été utilisés en parallèle à l'intérieur et à l'extérieur des locaux

224 Les mesurages dans les moyens de transport

Les études dans les transports sont nettement moins développées du fait que, à proximité du trafic automobile, les niveaux de monoxyde d'azote NO sont toujours très élevés et ce composé réagit quantitativement avec O₃ pour donner du dioxyde d'azote NO₂. De plus les mesures sont difficiles à réaliser en raison de l'encombrement des appareils classiques de mesure de l'ozone qui, de plus, nécessitent une alimentation électrique. Les capteurs passifs ne sont également pas adaptés à des mesures de courte durée (quelques heures) dans des environnements où les niveaux sont faibles.

Une première étude a été menée aux Etats-Unis par Petersen (33) à l'intérieur de véhicules ; elle a montré que les niveaux dans l'habitacle représentent environ de 25 à 33 % des valeurs extérieures, elles mêmes étant le plus souvent faibles par référence aux teneurs mesurées à l'écart du trafic automobile.

S'agissant des habitacles automobiles Chan (34) trouve à Raleigh (Etats-Unis) des teneurs moyennes de 31 µg/m³ alors que les teneurs mesurées en site fixe sont de 106 µg/m³. Plus précisément les teneurs mesurées dans les véhicules en parcours urbain, suburbain et rural étaient respectivement de 14, 18 et 84 µg/m³. Simultanément, sur les sites fixes de mesure, les niveaux étaient de 83, 98 et 143 µg/m³. Comme on pouvait s'y attendre, les abattements des teneurs en O₃ sont d'autant plus importants que la densité du trafic (et donc des émissions de NO) est importante.

225 Conclusion

Il faut tout d'abord noter que le problème se pose de manière un peu différente selon que l'on recherche une évaluation de l'exposition moyenne des populations ou que l'on vise à estimer l'exposition au moment des pics de pollution : en effet, pour ce polluant, les pics correspondent à des températures ambiantes élevées et donc souvent à des modifications temporaires des pratiques d'aération et de ventilation des habitats, ce qui rend l'estimation plus délicate puisque le renouvellement d'air est alors encore moins bien maîtrisé.

Globalement, à partir des données de la bibliographie, il apparaît raisonnable de retenir un rapport moyen C_{int}/C_{ext} de 0,35 pour les habitats et locaux assimilés non climatisés et de 0.15

dans les locaux climatisés. Dans les véhicules, l'exposition est encore plus faible, le rapport est probablement de l'ordre de 0.05 à 0.10 par référence aux stations urbaines de fond.

Cependant, ces résultats, dans leur majorité, sont issus d'études américaines et il faut donc rester assez prudent sur l'estimation d'un rapport C_{int}/C_{ext} applicable au contexte français en raison des différences probables dans les pratiques de ventilation et dans l'aménagement des habitats. Les études actuellement en cours dans diverses agglomérations françaises devraient fournir prochainement des informations permettant d'apprécier dans quelle mesure les données d'origine américaine sont directement transposables.

226 Références

1. Thompson CR, Hensel EG, Kats G (1973). Outdoor-Indoor levels of six air pollutants. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 23 : 881-886.
2. Sabersky RH, Sinema DA, Shair FH (1973). Concentrations, decay rates and removal of ozone and their relation to establishing clean indoor air. *Environ. Sci. Technol.* Vol 7 ; 4 : 347-353.
3. Allen JA, Wadden AW (1982). Analysis of indoor concentrations of carbon monoxide and ozone in an urban hospital. *Environ. Research* 27 : 136-149.
4. Weschler CJ, Shields HC., Naik DV.(1990). Indoor ozone : Further observations. *Proceedings of Indoor Air '90 congress ; Vol 2 : 613-618, Toronto, Canada.*
5. Druzik JR., Adams MS., Tiller C., Cass GR.(1990). The measurement and model predictions of indoor ozone concentrations in museums. *Atmos. Environ. ; vol 24A ; 7 : 1813-1823.*
6. Weschler CJ, Shields HC, Naik DV(1993). Interplay among ozone, nitric oxide and nitrogen dioxide in an indoor environment : results from synchronized indoor-outdoor measurements. *Proceedings of Indoor Air '93 congress ; Vol 3 : 251-256, Helsinki, Finlande.*
7. Liu LJS, Koutrakis P., Suh HH, Mulik JD, Burton RM (1993). Use of personal measurements for ozone exposure assessment : a pilot study. *Environ. Health Perspect* 101 : 318-324.
8. Liu LJS, Koutrakis P, Leech J., Broder I. (1995). Assessment of ozone exposures in the greater metropolitan Toronto area. *J. Air Waste Manag. Assoc. ; 45 : 223-234*
9. Stock TH, Venso EA (1993). The impact of residential evaporative air cooling on indoor exposure to ozone. *Proceedings of Indoor Air 93 Congress ; Vol 3 : 135-139, Helsinki, Finlande.*
10. Weschler CJ, Shields HC, Naik DV (1994). Indoor chemistry involving O₃, NO and NO₂ as evidence by 14 months of measurements at a site in southern California. *Environ. Sci. Technol. ; 28 : 2120-2132.*
11. Liu LJS, Delfino R, Koutrakis P (1997). Ozone exposure assessment in a southern California community. *Environ. Health Perspect.* 105 : 58-65.
12. Cortez-Lugo M., Garcia-Franco M., Ramirez-Solis I, Hernandez-Avila M.(1993). Evaluation of interior and exterior air quality in a kindergarden in southern Mexico-City. *Proceedings of Indoor Air' 93 congress ; Vol 3 : 223-227, Helsinki, Finlande.*
13. Gold DR., Allen G., Damokosh A, Serrano P., Hayes C., Castillejos M. (1996). Comparison of outdoor and classroom ozone exposures for school children in Mexico City. *J. Air Waste Manag. Assoc. ; 46 : 335-342*
14. Cortez-Lugo M, Romieu I, Colome S, Mercado-Garcia A, Ruiz-Velasco S, Palazuelos Rendon E, Hernandez-Avila M (1998). Evaluation of ozone levels in different

- microenvironnements using passive ozone monitors and predictors of indoor-outdoor ratio in Mexico City. *J Air Waste Manage Assoc*, 48 : 327-335.
15. Lustenberger J, Monn Ch, Wanner HU (1990). Measurement of ozone indoor and outdoor concentrations with passive devices. *Proceedings of Indoor Air '90 Congress ; Vol 2 : 555-560*, Toronto, Canada.
 16. Monn C, Frauchiger P, Wanner HU (1993). Assessment of personal exposure to nitrogen dioxide and ozone. *Proceedings of Indoor Air '93 Congress, ; Vol.3 : 319-323*, Helsinki, Finland.
 17. De Santis F, Di Palo V, Allegrini I (1992). Determination of some atmospheric pollutants inside a museum : relationship with the concentration outside. *The Science of the Total Environment*, 127: 211-223.
 18. Drakou G, Zerefos C, Ziomas , Voyatzaki M (1998). Measurements and numerical simulations of indoor O₃ and NO_x in two different cases. *Atmos. Environ.* 32 : 595-610.
 19. Davis TD, Ramer B, Kaspyzok G, Delany AC(1984). Indoor /outdoor ozone concentrations at a contemporary art gallery. *J. Air Pollut. Control Assoc.* ; 31 : 135-13
 20. Bernard N, Gerber MJ, Astre C Saintot MJ(1999). Ozone measurement with passive samplers : validation and use for ozone pollution assessment in Montpellier, France. *Environ. Sci. Technol* ; 33 : 217-222.
 21. Yocom JE (1982). Indoor-outdoor air quality relationships : A critical review. *J. Air Pollution Control Assoc* ; 32 : 500-520.
 22. Weschler CJ Shields HC, Naik DV (1989). Indoor ozone exposure. *J Air Pollut. Control Assoc.* ; 39 : 562-568.
 23. Weschler CJ, Shields HC (1999). Indoor ozone/terpene reactions as a source of indoor particles. *Atmos. Environ.* ; 33 : 2301- 2312.
 24. Shair FH, Heitner KL (1974). Theoretical model for relating indoor pollutant concentrations to those outside. *Environ. Sci. Technol.* Vol 8 ; 5 : 444-451.
 25. Hales CH, Rollinson AM, Shair FH (1974). Experimental verification of linear combination model for relating indoor-outdoor pollutant concentrations. *Environ. Sci. Technol.* Vol 8 ; 5 : 452-453.
 26. Ishizu Y (1980). General equation for the estimation of indoor pollution. *Environ. Sci. Technol.* , vol 14 ; 10 :1254-1257.
 27. Nazaroff WW, Cass GR (1986). Mathematical modeling of chemically reactive pollutants in indoor air. *Environ. Sci. Technol.* Vol 20 ; 9 : 924-934.
 28. Lee K, Vallarino J, Dumyahn T, Ozkaynak H, Spengler J.D.(1999) Ozone decay rates in residences. *J. Air Waste Manag. Assoc* ; 49 : 1238-1244.
 29. Impact de la pollution de l'air à l'intérieur et à l'extérieur des locaux sur la santé respiratoire et allergique de l'enfant dans des zones diverses de la France (Annesi-Maesano I., INSERM Villejuif, 1996)
 30. Etude de l'impact de la pollution atmosphérique sur l'exposition des enfants en milieu scolaire – recherche des moyens de prédiction et de protection. (Allard F., LEPTAB, La Rochelle, 1999).
 31. Modèle d'exposition quotidienne de la population havraise à la pollution atmosphérique (SO₂ et O₃) sur la base des mesures horaires du réseau de surveillance, du budget espace-temps de la population, de mesures indoor/outdoor (Beaudeau P, Ville du Havre, 1998).
 32. Etude expérimentale des conditions de transfert de la pollution atmosphérique d'origine locale à l'intérieur des bâtiments d'habitation (Convention ADEME/CSTB/LHVP, 1998)
 33. Petersen GA, Sabersky RH (1975). Measurements of pollutants inside an automobile. *J. Air Pollut. Control Assoc* ; 25(10): 1028-1032.

- 34.Chan CC, Ôzkaynak H, Spengler JD, Sheldon L (1991). Driver exposure to volatile organic compounds, CO, ozone and NO₂, under different driving conditions. Environ. Sci. Technol. ;25 : 964-972.

23 Le dioxyde de soufre (SO₂)

Comme dans le cas de l'ozone, il n'existe pas de source intérieure notable de SO₂ et les teneurs intérieures s'expliquent par le transfert de la pollution extérieure, par les phénomènes d'adsorption de ce polluant sur les surfaces du local et éventuellement par des réactions avec d'autres aérocontaminants.

231 Mesurages dans les habitats et locaux assimilés

La synthèse de Yocom en 1982 (1) fait état de ratios C_{int}/C_{ext} variant de 0,2 à 0,9 selon les teneurs extérieures. Il note aussi que certains résultats sont anciens et obtenus avec des méthodes d'analyse qui manquaient de spécificité. Globalement, les rapports entre teneurs intérieures et extérieures sont de l'ordre de 0,3 à 0,5 dans les villes avec des niveaux élevés de SO₂ alors qu'ils augmentent notablement (0,7 à 0,9) lorsque les niveaux urbains sont plus faibles. Aucune explication n'est donnée à ce phénomène.

A Boston, une étude (2) comportant une trentaine de mesurages dans trois habitats a montré que les teneurs intérieures étaient environ cinq fois plus faibles que celles relevées sur la station de mesure extérieure la plus proche. Un second travail (3) portant sur 11 logements dans cette même ville a conduit à des ratios C_{int}/C_{ext} de 0,39 en été et de 0,05 en hiver. Les teneurs intérieures étaient fortement corrélées aux teneurs extérieures au cours des deux saisons avec évidemment une pente de la droite de régression plus élevée en été qu'en hiver. Ceci peut s'expliquer par un taux de renouvellement d'air plus faible en hiver qui accroît le temps de résidence du polluant et donc son adsorption sur les surfaces. Les auteurs de ce travail suggèrent également l'idée que la valeur du ratio C_{int}/C_{ext} pourrait aussi être en partie due à la réaction du SO₂ avec NH₃ pour conduire à la formation de sulfates particulières.

Dans une autre étude portant sur 47 habitats aux Etats-Unis (4) , les résultats ont montré que les teneurs intérieures et extérieures étaient mieux corrélées dans le cas des logements sans air conditionné ($r=0,76$) que dans le cas des habitats disposant de cet équipement ($r=0,27$). De plus, les teneurs intérieures étaient moins élevées en présence d'un conditionnement d'air conduisant à des ratios C_{int}/C_{ext} de 0,1 contre 0,45 dans les autres logements.

A Toronto, au Canada , 330 mesures dans les habitats de 19 asthmatiques ont montré des teneurs intérieures très faibles ($2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pour des valeurs extérieures de $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ avec un coefficient de corrélation de 0,43 (5).

A Londres (6), le transfert de polluants de l'air urbain à l'intérieur d'un local a été étudié pendant une semaine lors d'un épisode intense de pollution. Des mesures horaires ont été effectuées simultanément dans un bureau et à l'extérieur du bâtiment. Les résultats obtenus ont mis en évidence des teneurs intérieures nettement plus faibles tant avant l'épisode ($C_{int}/C_{ext}= 0,19$) que pendant l'épisode ($C_{int}/C_{ext}= 0,14$).

En France, des mesures réalisées en région marseillaise dans des habitats et dans des écoles de Gardanne (7) ont conduit à des ratios C_{int}/C_{ext} compris entre 0,2 et 0,3. D'autres mesures dans

la même région (8) ont fourni des valeurs plus dispersées comprises entre 0,04 et 0,50 selon la saison. Très récemment une étude dans un gymnase à Rouen (9) a montré un abattement moyen de plus de 50%.

Enfin, il faut noter que deux études soutenues par le programme Primequal-Predit (10) et par l'ADEME (11) sont en cours. Elles concernent respectivement des habitats dans la région havraise et un logement parisien non occupé dans lequel le taux de renouvellement d'air est contrôlé. Les mesures sont effectuées par des analyseurs fournissant des teneurs sur des temps d'intégration quart-horaires ou horaires, ce qui permettra de suivre de façon fine l'évolution des teneurs intérieures et extérieures.

232 Mesurages dans d'autres environnements intérieurs

En Europe plusieurs études ont aussi été réalisées à l'intérieur de musées dans lesquels se pose la question de l'impact de la pollution atmosphérique sur la conservation des œuvres d'art. Ainsi, des décroissances importantes ont été notées dans un musée de Florence (12) où pour des teneurs extérieures variant de 4 à 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, les ratios $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ sont en général inférieurs à 0,30. Des mesures ont aussi été effectuées à Venise (Correr museum) (13) ainsi qu'à Londres (V & A Museum) dans lesquels les teneurs intérieures représentent respectivement 17 et 33%, pour des teneurs extérieures de 84 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Venise et de 22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Londres. Dans un article de synthèse relatif à la qualité de l'air dans les musées (14) sont rappelées plusieurs études effectuées aux Pays-Bas : les ratios $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ sont majoritairement compris entre 0,1 et 0,25 avec cependant une valeur atteignant 0,65 en été dans un musée de Arnhem (Pays-Bas). Sont également mentionnés les travaux de Crawshaw en 1977 (15) et ceux de Spedding en 1971 (16) qui montrent la variabilité des vitesses de déposition du SO_2 selon le type de surface : par exemple, celles-ci évoluent de 0,6 10^{-5} m/s pour le linoléum à 240 10^{-5} m/s pour certaines surfaces peintes.

233 Conclusion

Les articles publiés sont moins nombreux que dans le cas de l'ozone mais les résultats sont dans l'ensemble cohérents. Il n'existe pas de source intérieure de SO_2 et ce polluant possède une vitesse de déposition élevée sur les surfaces intérieures sans phénomène apparent de réémission. Les ratios $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ supérieurs à 0,5 mentionnés par Yocom dans sa synthèse ne sont pas retrouvés dans les études plus récentes dans lesquelles des valeurs comprises entre 0,1 à 0,4 sont le plus souvent mesurées. Ce ratio dépend évidemment du taux de renouvellement d'air du local, paramètre rarement disponible, et de la nature des surfaces qui intervient dans la vitesse d'adsorption du SO_2 . La climatisation semble diminuer le ratio $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ mais le nombre d'études dans des bâtiments climatisés est trop limité pour donner un avis définitif. Enfin, plusieurs travaux notent la bonne corrélation existant entre teneurs intérieures et extérieures.

234 Références

1. Yocom JE (1982). Indoor-outdoor air quality relationships : A critical review. J. Air Pollution Control. Assoc. ; 32 : 500-520.
2. Brauer M, Koutrakis P, Spengler JD (1989). Personal exposure to acidic aerosol and gases. Environ. Sci. Technol. ;23 : 1408 -1412.
3. Brauer M, Koutrakis P, Keeler JK, Spengler JD (1991). Indoor and outdoor concentrations of inorganic acidic aerosols and gases. J. Air Waste Manage. Assoc. ; 41 : 17-181.

4. Suh HH, Koutrakis P, Spengler JD (1993). Indoor and outdoor acide aerosol and gas concentrations. Proceedings of Indoor Air '93 Congress ; vol 3 : 257- 262.
5. Hosein HR, Corey P, Silverman F (1990). Air pollution models based on personal indoor and outdoor exposure. Proceedings of Indoor Air '90 Congress ; vol 2 : 423 – 428.
6. Field RA, Phillips JL, Goldstone ME, Lester JN, Perry R (1992). Indoor/outdoor interactions during an air pollution event in central London. Environmental Technology ; 13 : 391 - 408.
7. Grimaldi F, Gouezo F, Viala A, Mola P (1988). Etude de la qualité de l'air à l'intérieur de locaux d'habitation et de locaux scolaires dans la région de Gardanne (Bouches du Rhône). Pollution Atmosphérique ; 118 : 147-152.
8. Grimaldi F, Viala A (1992). Influence du milieu extérieur sur l'aérocontamination de locaux à Marseille et dans sa région. Proceedings of the 9th World Clean Air Congress Montréal, Canada.
9. Air normand (1999). Activités sportives en intérieur et pollution de l'air. Bulletin N°21 octobre 1999.
10. Modèle d'exposition quotidienne de la population havraise à la pollution atmosphérique (SO₂ et O₃) sur la base des mesures horaires du réseau de surveillance, du budget espace-temps de la population, de mesures indoor/outdoor (Beaudeau P, Ville du Havre, 1998).
11. Etude expérimentale des conditions de transfert de la pollution atmosphérique d'origine locale à l'intérieur des bâtiments d'habitation (Convention ADEME/CSTB/LHVP, 1998)
12. De Santis F, Di Palo V, Allegrini I (1992). Determination of some atmospheric pollutants inside a museum : relationship with the concentration outside. The Science of the Total Environment ; 127: 211 - 223.
13. Camuffo D, Brimblecombe P, Van Grieken R et al (1999). Indoor air quality at the Correr Museum, Venice, Italy. The Science of the Total Environment ; 236 : 135 - 152.
14. Brimblecombe P (1990). Review article : the composition of museum atmosphere. Atmos. Environ. ; 24B : 1-8.
15. Walsh M, Black A, Morgan A, Crawshaw GH (1977). Sorption of SO₂ by typical indoor surfaces including wool carpets, wallpaper and paint. Atmos. Environ. ; 11 : 1107 - 1111.
16. Spedding DJ, Rowlands RP (1971). Sorption of sulphur dioxide by indoor surfaces-III Leather. J. Appl. Chem. Biotechnol. ; 21 : 68-70.

24 Les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM)

Nous choisirons de nous focaliser sur le benzène qui présente un intérêt sanitaire particulier du fait qu'il s'agit d'un composé cancérigène, appartenant au groupe 1 de la classification établie par le Centre International de Recherche contre le Cancer (CIRC). L'inhalation représente sa voie de pénétration majoritaire dans l'organisme puisque sa contribution est de l'ordre de 99%.

En milieu urbain, la source principale est due à la circulation des véhicules à essence et dans une moindre mesure aux activités de stockage et de distribution des carburants. En milieu intérieur, hormis le tabagisme et la présence d'un garage intégré à l'habitat, les autres sources d'origine endogène ne sont pas clairement identifiées.

Dans les ambiances intérieures, le benzène est collecté par prélèvement passif ou actif. Les échantillonneurs passifs les plus utilisés sont de deux types : ceux contenant du charbon actif dont la durée d'exposition est de l'ordre de 8 à 15 jours et ceux contenant un polymère organique (Tenax) pour lesquels les durées d'échantillonnage appliquées sont plus variables,

de quelques heures à 4 semaines. Le prélèvement actif du benzène sur des tubes contenant du Tenax est aussi souvent mis en œuvre. La durée mentionnée est courte, de l'ordre de l'heure à quelques heures. Quel que soit le type d'échantillonnage, l'analyse du benzène est réalisée classiquement par chromatographie en phase gazeuse associée à la détection par ionisation de flamme ou par spectrométrie de masse.

En milieu urbain extérieur, des analyseurs automatiques fournissant des données sur des pas de temps courts sont progressivement mis en œuvre par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air.

241 Les mesurages dans les habitats et locaux assimilés

Les environnements intérieurs étudiés concernent surtout l'habitat avec souvent un échantillonnage dans plusieurs pièces : la salle de séjour, les chambres, la cuisine et quelquefois le garage quand ce dernier est intégré à l'habitation. Quelques études ont été aussi menées dans des bureaux alors que peu de travaux font référence à des lieux spécifiques fréquentés par les enfants (écoles, crèches,....).

L'air de référence extérieur n'est pas systématiquement celui prélevé à proximité immédiate des habitats, c'est parfois celui analysé sur des sites du réseau local de surveillance de la qualité de l'air.

Globalement, les résultats montrent que les concentrations moyennes de benzène mesurées dans les environnements intérieurs sont en général de l'ordre de quelques $\mu\text{g.m}^{-3}$. Elles dépassent rarement $10 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Une étude de grande envergure menée en Angleterre (1,2) dans 173 habitats, sur la base de prélèvements mensuels couvrant une année complète, rapporte un niveau intérieur moyen de benzène de $8 \mu\text{g.m}^{-3}$ par référence à une concentration moyenne de $5 \mu\text{g.m}^{-3}$ dans l'air extérieur.

Dans l'étude MACBETH (3) menée dans 6 villes européennes, la mesure du benzène a été effectuée, dans chaque ville sur la base de 6 campagnes d'une semaine, dans 50 habitats et en 100 points de référence d'air extérieur. Les niveaux moyens intérieurs s'échelonnent entre $4,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ à Copenhague au Danemark et $12,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ à Murcie en Espagne. La valeur moyenne obtenue à Rouen est de $9,5 \mu\text{g.m}^{-3}$. Les concentrations moyennes mesurées sur les sites de référence de l'air extérieur présentent une grande variabilité; elles sont comprises entre $3,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ à Copenhague à $20,7 \mu\text{g.m}^{-3}$ à Athènes.

Dans un autre travail, des teneurs plus élevées (16 à $38 \mu\text{g.m}^{-3}$) ont été mesurées à Milan dans 100 habitations et 100 bureaux (4).

242 Le transfert de la pollution extérieure

Dans les locaux situés en zones urbaines caractérisées par un trafic automobile intense, la contribution de l'air extérieur aux teneurs intérieures en benzène est majeure. Dans ce cas, les concentrations rapportées à celles mesurées dans l'air extérieur correspondent à des rapports $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ souvent voisins de 1, quand les échantillonnages ont été réalisés simultanément à l'intérieur des locaux et dans l'environnement extérieur immédiat du bâtiment étudié. C'est le cas de plusieurs travaux menés sur un nombre important d'échantillons (5, 6, 7, 8).

Quand on s'intéresse aux valeurs des rapports $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$, il faut être très vigilant sur la représentativité de l'air extérieur considéré en référence. De fait, les données publiées

montrent une très grande disparité des rapports $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ lorsque la référence extérieure est celle d'un site de mesure très éloigné du lieu étudié.

C'est le cas de l'étude européenne MACBETH (3), pour laquelle les valeurs $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ varient de 0,54 à Athènes à 2,64 à Antwerp (Pays-Bas). Les auteurs expliquent la faible valeur du rapport obtenue à Athènes par le fait que les habitats sélectionnés pour cette ville étaient situés dans une zone géographique caractérisée par un trafic automobile nettement moins élevé que celui à proximité des sites considérés pour les références de l'air extérieur.

Ce problème a aussi été mis en évidence dans l'étude réalisée en Allemagne (6, 7) dans 115 habitats occupés par des non fumeurs. On constate que les rapports $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ sont de 1,5 en zone semi-rurale et de 0,3 en milieu urbain si les données des stations fixes du réseau de surveillance l'air urbain sont considérées représentatives de la qualité de l'air extérieur qui ventile les locaux sélectionnés. Par contre, les résultats obtenus à partir d'échantillonneurs positionnés à l'extérieur des fenêtres de plusieurs logements, l'un côté rue, l'autre côté cour conduisent à des rapports $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ de 1,1 (air ext côté rue) et de 1,5 (air ext côté cour) au lieu de 0,3 (air ext stations fixes).

Dans les zones géographiques peu soumises aux émissions automobiles, les teneurs en benzène à l'intérieur des habitats sont de l'ordre de quelques $\mu\text{g.m}^{-3}$, de 1,7 à 6,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ selon les résultats publiés (1, 2, 5, 9). En zone rurale, les concentrations mesurées dans l'air extérieur sont faibles, $<1 \mu\text{g.m}^{-3}$ ou de l'ordre de 1 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et de ce fait, la contribution des sources intérieures devient prépondérante. Cela se traduit par des valeurs $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ toujours supérieures à 1. L'étude menée en Allemagne par Levsen et coll. (6) dans 59 habitats aboutit à un rapport moyen égal à 1,5.

Plusieurs travaux (5, 7, 8, 9) ont souligné l'impact du garage intégré à l'habitation et de la fumée de tabac sur les niveaux de benzène. Ainsi, le fait de garer sa voiture dans un garage intégré au lieu de résidence peut augmenter notablement les concentrations de benzène dans les pièces d'habitation. Des teneurs atteignant 196 $\mu\text{g.m}^{-3}$ ont été mesurées dans un garage (8).

Dans une zone pavillonnaire de la banlieue de Hanovre (6), les niveaux de benzène ont été comparés dans deux groupes d'habitats occupés par des non-fumeurs, l'un comportant un garage associé à l'habitation, l'autre pas. L'analyse des résultats a révélé que la teneur en benzène dans les pièces principales était en moyenne 2 fois plus élevée que celles du second groupe.

243 Les mesurages dans les moyens de transport

Comparativement aux autres modes de déplacement, ce sont les parcours automobiles urbains et suburbains qui ont fait l'objet de la majorité des travaux publiés. Les données relatives à l'exposition au benzène dans les transports en commun (bus, train, tramway) ou lors de trajets effectués à pied ou en vélo sont plus limitées. Pour la majorité des études recensées, le benzène est collecté, par voie active, sur des tubes contenant des adsorbants thermodésorbables ou dans des canisters, récipients conçus pour l'échantillonnage de l'air. Les durées d'échantillonnage correspondent à celles des trajets étudiés. Elles se situent entre 30 minutes et 2 heures.

Les résultats des études publiées à ce jour sont concordants : les trajets automobiles en zone urbaine induisent des niveaux d'exposition au benzène les plus élevés, en comparaison d'autres modes de déplacement. Les concentrations de benzène dans l'habitacle automobile atteignent souvent plusieurs dizaines de $\mu\text{g.m}^{-3}$, en particulier lors de parcours urbains effectués aux heures de forte affluence. Les valeurs obtenues dans les villes européennes caractérisées par un trafic intense sont similaires (10, 11, 12, 13, 14, 15). Ainsi, les niveaux moyens d'exposition subis au cours de trajets en voiture à Milan ($77 \mu\text{g.m}^{-3}$) sont très comparables aux résultats des mesures effectuées à Paris, de 46 à $80 \mu\text{g.m}^{-3}$. Les mesures réalisées dans des villes nord-américaines (16 à 20) correspondent à des valeurs nettement plus faibles, le plus souvent comprises entre 10 et $20 \mu\text{g.m}^{-3}$.

La typologie des trajets joue un rôle très important. Ainsi, les déplacements sur autoroute conduisent à des niveaux de benzène 2 fois plus faibles que ceux effectués dans des centres urbains (12, 14). L'utilisation de moyens de mesure embarqués dans un véhicule test a montré la contribution majeure des émissions du véhicule que l'on suit (20).

Les niveaux d'exposition subis en tant que piéton ou usager du métro sont nettement plus faibles. Ils se situent entre 10 et $25 \mu\text{g.m}^{-3}$ à Paris aux heures de forte affluence. Ils sont inférieurs dans les villes américaines, comme à Boston ($7 \mu\text{g.m}^{-3}$).

Les teneurs mesurées lors de trajets en vélo ou en bus sont assez comparables. Elles sont intermédiaires à celles mises en évidence pour les autres types de déplacement. A Paris, elles se situent entre 20 et $40 \mu\text{g.m}^{-3}$ (12). A Sydney, des teneurs en benzène comprises entre 14 et $31 \mu\text{g.m}^{-3}$ ont été mesurées dans l'habitacle de bus selon le moment de la journée et les conditions de ventilation des véhicules (21). En Suède (22), comme aux USA (20), les valeurs recensées sont plus faibles, inférieures à $10 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Quelques situations de la vie courante peuvent augmenter notablement les teneurs dans l'habitacle automobile.

Une teneur moyenne en benzène de $138 \mu\text{g.m}^{-3}$ (15) a été mesurée dans l'habitacle d'une voiture ayant emprunté plusieurs fois un trajet comportant un long tunnel (>500 m). Un autre exemple concerne le passage dans une station service. Un niveau moyen d'exposition au benzène de $190 \mu\text{g.m}^{-3}$ est rapporté dans une étude (9) lors du remplissage du réservoir de carburant. La contribution de la fumée de tabac aux niveaux de benzène a été étudiée à l'intérieur de taxis lors de 65 trajets urbains à Londres (23). La présence de passagers fumeurs peut augmenter de 50% l'exposition au benzène.

L'exposition dans d'autres environnements tels que les parkings ou les patinoires où des teneurs élevées en CO et NO₂ ont été observées sont probablement susceptibles d'accroître l'exposition des citadins au benzène mais ces expositions sont encore peu documentées.

244 Conclusion

Le benzène est un polluant ubiquitaire dont les sources potentielles dans l'habitat ne sont pas toutes clairement identifiées. Même en sélectionnant des habitats sans garage intégré et occupés par des non-fumeurs, des émissions de benzène peuvent résulter de l'utilisation de matériaux et de produits à usage domestique ou de bricolage. Il n'est donc pas formellement possible de sélectionner des habitats pour lesquels on est complètement sûr de l'absence de source endogène. En dépit de cette réserve, et en retenant uniquement les valeurs des rapports C_{int}/C_{ext} qui correspondent à des mesures extérieures réalisées devant le logement, on peut

conclure que les niveaux extérieurs sont transférés à l'intérieur sans décroissance notable des teneurs.

Les émissions des véhicules à essence constituent la source principale de benzène dans l'air ambiant. De fait, les teneurs enregistrées sur les sites de mesure à proximité du trafic automobile sont nettement plus importantes que celles mesurées sur les sites de fond. Les résultats observés sur ces deux types de stations de mesures encadrent, en général, les teneurs subies par les citoyens au cours de leurs trajets quotidiens. Cependant, dans le cas des passagers des véhicules automobiles, les stations de forte proximité au trafic donnent des niveaux proches mais plutôt inférieurs, notamment au moment des heures de pointe lorsque le trafic est dense.

Depuis le 1^{er} janvier 2000, la teneur en benzène est limitée à 1% dans les essences d'où en conséquence une assez nette décroissance des teneurs urbaines. Il serait donc intéressant de reprendre des mesures de benzène dans les moyens de transport afin d'apprécier le bénéfice de cette mesure réglementaire en terme d'exposition.

245 Références

1. BROWN V, CRUMP D (1995). The influence of indoor and outdoor sources on concentrations of benzene, toluene and undecane in 173 UK homes. Proceedings of Healthy Buildings' 95 Conference : 385-390.
2. Building Research Establishment Report (1996). Indoor air quality in homes : The Building Research Establishment Indoor Environment Study : Part 1 and Part 2. Ref BR300/ISBN 1 86081 060 8.
3. COCHEO V (1999). Benzene pollution and population exposure in Europe : The MACBETH PROJECT. International Conference. Air Quality in Europe : Challenges for the 2000s. Venice 19th-21th May 1999.
4. MARONI M, CARRER P, ALCINI D, CAVALLO D, FUSTINONI S, LOVATO L, VISIGALLI F (1999) Environmental and biological assessment of total daily exposure to volatile organic compounds of office workers in Milan, Italy. Proceedings of Indoor Air'99. Edinburgh, Scotland : Vol 2 ; 7-11.
5. LEVSEN K., SCHIMMING E., ANGERER J., WICHMANN H.E., HEINRICH J. (1996) Exposure to benzene and other aromatic hydrocarbons : Indoor and outdoor sources. Proceedings of Indoor Air'96, Nagoya, Japan ; Vol. 1 :1061-1066.
6. Die Belastung des Menschen durch Benzol und andere aromatische Kohlenwasserstoffe unter besonderer Berücksichtigung des Beitrages der Innenraumluft (1998) Fraunhofer Institut Toxikologie und Aerosolforschung. Förderkennzeichen : 07 INR 049 - Dezember 1998.
7. LEVSEN K., ILGEN E., ANGERER J., SCHNEIDER P., HEINRICH J. (1999) Human's exposure to benzene and other aromatic hydrocarbons : Indoor and outdoor sources. International Conference. Air Quality in Europe : Challenges for the 2000s. Venice 19th-21th May 1999.
8. THOMAS K.W., PELLIZARI E.D., CLAYTON C.A., PERRI R.L., DIETZ R.N., GOODRICH R.W., NELSON W.C., WALLACE L.A. (1993) Temporal variability of benzene exposures for residents in several New Jersey homes with attached garages or tobacco smoke. J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. ; 3 ; 49-73.
9. IEH 1999 - Report on benzene in the environment : an evaluation of the UK general population and possible adverse health effects. Report R12, DETR.

10. DENDENE M.A. (1995). Exposition au monoxyde de carbone et aux hydrocarbures aromatiques monocycliques. Thèse pour l'obtention du diplôme d'Etat de Docteur en Pharmacie soutenue le 15 février 1995.
11. DOR F., LE MOULLEC Y., FESTY B (1995) Exposure of city residents to carbon monoxide and monocyclic aromatic hydrocarbons during commuting trips in the Paris metropolitan area. *J. Air Waste Manage. Assoc.* ; N° 45, 103-110.
12. LE MOULLEC Y., ALARY R., LAURENT A.M., PERSON A., COURSIMAULT A., DELAUNAY C. (1998) ; City-dwellers' exposure when commuting in the urban area of Paris to atmospheric pollutants originated by cars. *Proceedings of the 11th World Clean Air and Environment Congress, Durban, South-Africa, September 14-18, Vol. 6, 17A-2.*
13. MARONI M., CARRER P., ALCINI D., CAVALLO D., FUSTINONI S., LOVATO L., VISIGALLI F. (1999). Environmental and biological assessment of total daily exposure to volatile organic compounds of office workers in Milan, Italy. *International Conference. Air Quality in Europe : Challenges for the 2000s. Venice 19th-21th May 1999.*
14. TONKELAAR W.D., (1986). Exposure of car passengers to CO, NO, NO₂, Benzene, Toluene and lead. *Proceedings of the 7th Clean Air Congress IUAPPA, Sydney, Australia, August 1986, Vol. 4, 329-335.*
15. VAN WIJNEN J.,H., VERHOEFF A.P., JANS H.W.A., VAN BRUGGEN M. (1995). The exposure of cyclists, car drivers and pedestrians to traffic-related air pollutants. *Int. Archives of Occup. Environ. Health*, N° 67, 187-193.
16. SCAQMD (1989). In-vehicle characterization study in the south coast air basin. *South Coast Air Quality Management District - October 1989.*
17. CHAN C.C., ÖZKAYNAK H., SPENGLER J.D., SHELDON L. (1991). Driver exposure to volatile organic compounds, CO, ozone and NO₂ under different driving conditions. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 25, 964-972.
18. WEISEL C.P., LAWRYK N.J., LIOY P.J. (1992). Exposure to emissions from gasoline within automobile cabins. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.*, Vol. 2, N° 1, 79-86.
19. LAWRYK N.J., LIOY P.J., WEISEL C. P. (1995). Exposure to volatile organic compounds in the passenger compartment of automobiles during periods of normal and malfunctioning operation. *J. Expo. Anal. Environ. Epimemiol.*, Vol.5, N° 4, 511-531.
20. RODES C., SHELDON L., WHITAKER D., DiGENOVA F., HERING S. (1998). Measuring concentrations of selected air pollutants inside Californian vehicles. *Californian Environmental Protection Agency. Air Resources Board - Research division. Contract N° 95-339, Final report, december 1998.*
21. DUFFY B.L., NELSON P.F. (1997). Exposure to emissions of 1,3-butadiene and benzene in the cabins of moving motor vehicles and buses in Sydney, Australia. *Atmos. Environ.* N° 23, 3877-3885.
22. BARREFORS G., PETERSSON G. (1996). Exposure to volatile organic hydrocarbons in commuter trains and diesel buses. *Environ. Technol.* ; Vol. 17, 643-647.
23. LEUNG P.L., HARRISON R.M. (1999). Roadside and in-vehicle concentrations of monoaromatic hydrocarbons. *Atmos. Environ.*, N° 33, 191-204.

25 Le monoxyde de carbone (CO)

Le monoxyde de carbone (CO) est un polluant gazeux toxique, incolore, inodore et chimiquement stable dont les sources intérieures sont bien identifiées : elles proviennent des combustions domestiques utilisées pour le chauffage des locaux (chaudières à gaz ou à fioul, poêles à charbon et à pétrole, chauffages d'appoint), pour l'eau chaude sanitaire (chauffe-eau à gaz) et pour la cuisson des aliments (cuisinières à gaz) ainsi que du tabagisme. Les émissions sont le plus souvent discontinues en relation avec la cuisson des aliments ou l'utilisation d'eau chaude mais peuvent aussi avoir un caractère continu lorsqu'elles proviennent de chauffages défectueux. On rappelle que le CO est encore aujourd'hui responsable de plus de 200 morts par an en France (1). C'est un problème de santé publique qui affecte aussi d'autres pays comme la Belgique, le Royaume Uni et l'Italie.

Dans de nombreuses études, les analyseurs utilisés fonctionnent sur un principe électrochimique et sont munis d'une carte d'acquisition du signal intégré au boîtier de l'appareil. Après connexion à un micro-ordinateur, le profil d'exposition peut être reconstitué à partir de données acquises sur des temps aussi courts que la minute. Dans certains travaux le CO est dosé en continu au moyen d'analyseurs spécifiques à absorption sélective dans l'infrarouge, identiques à ceux utilisés par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air. On peut considérer que les résultats obtenus sont comparables. Lors de travaux comportant plusieurs centaines de points de mesure, des capteurs passifs ont également été utilisés, ce fut notamment le cas dans plusieurs études au Royaume-Uni.

251 Les mesurages dans les habitats et locaux assimilés.

Dans les locaux où il n'existe pas de source de combustion intérieure et où le tabagisme est proscrit tels que par exemple les immeubles de bureaux, les teneurs en CO dépendent de la situation du bâtiment par rapport aux voies de circulation, de la topographie locale et de la localisation des prises d'air vis à vis des émissions automobiles. D'une manière générale les profils temporels des teneurs intérieures en CO sont proches de ceux de l'extérieur, avec un décalage temporel et une atténuation des pointes de pollution dépendant du taux de renouvellement d'air du local. Le ratio moyen entre les teneurs moyennes intérieures et extérieures est en général voisin de 1 en raison de la grande stabilité de ce composé pour l'échelle de temps considéré (2).

Dans la grande majorité des études, c'est l'impact des combustions domestiques sur l'exposition des résidents qu'on a cherché à quantifier selon les appareils, leur utilisation et les caractéristiques des habitations, notamment la ventilation.

En 1998, the Institute for Environment and Health (HEI) de l'Université de Leicester a publié un ouvrage de synthèse sur l'exposition au CO dans les ambiances intérieures (3). Cette revue se fonde, pour une large part, sur des études réalisées au Royaume-Uni. Elle décrit à la fois les teneurs moyennes mesurées dans différents logements et les teneurs de pointe mesurées dans les cuisines au moment de la préparation des repas.

Ainsi, dans une étude à Southampton (4) portant sur l'impact des systèmes de ventilation sur la qualité de l'air intérieur, des mesurages de plusieurs polluants, dont le CO, ont été réalisés dans 40 logements de patients asthmatiques. Les teneurs mesurées sur plusieurs jours par

capteurs passifs sont toujours restées, dans les différentes pièces, inférieures à $3,4 \text{ mg/m}^3$, les travaux de ventilation apportant une légère amélioration dans les chambres et le salon.

Dans une seconde étude (5) effectuée sur 14 logements, dont six avec cuisinière à gaz, les teneurs hebdomadaires en CO sont toujours restées inférieures à $2,7 \text{ mg/m}^3$ quels que soient les logements et les pièces considérées. Un logement fait cependant exception à cause d'une chaudière défectueuse : la teneur moyenne hebdomadaire est de $4,6 \text{ mg/m}^3$ et le maximum sur 1 minute de 122 mg/m^3 .

Dans d'autres pays européens les niveaux enregistrés sont du même ordre de grandeur. En Italie, dans 60 appartements de la ville de Parme (6) les teneurs moyennes sont de $3,3 \text{ mg/m}^3$, elles étaient un peu plus élevées lorsque le logement était équipé d'une cuisinière à gaz ($3,9 \text{ mg/m}^3$).

A Milan (7), pour un échantillon de population d'une centaine de fonctionnaires territoriaux, des mesures microenvironnementales dans le bureau et dans l'habitat ont montré des concentrations de l'ordre de $2,3 \text{ mg/m}^3$.

Dans une étude réalisée à Helsinki (8) en 1990-91 sur 55 enfants, le niveau moyen d'exposition individuelle des enfants était de $1,15 \text{ mg/m}^3$ lorsque dans l'habitat la cuisinière fonctionnait à l'électricité et de $2,3 \text{ mg/m}^3$ quand c'est le gaz qui était utilisé.

Enfin, plus récemment, dans une étude de grande envergure portant sur 1000 logements en Angleterre (9), des niveaux moyens mensuels de $0,74$ et $0,64 \text{ mg/m}^3$ ont été observés respectivement dans les cuisines et les chambres de ces logements en utilisant des tubes à diffusion. Les valeurs mensuelles les plus élevées atteignaient $4,2 \text{ mg/m}^3$ dans les cuisines et $2,2 \text{ mg/m}^3$ dans les chambres.

Ces différents travaux montrent la contribution des combustions intérieures à l'exposition des résidents : dans des conditions normales de fonctionnement des appareils de combustion, les niveaux moyens restent en général inférieurs à 4 mg/m^3 . Par contre, ces équipements jouent un rôle important dans l'apparition de valeurs de pointes qui peuvent atteindre classiquement plusieurs dizaines de mg/m^3 , situation qui ne se rencontre pas lorsque les habitants utilisent l'électricité comme source d'énergie.

Le tabagisme est également une source de CO dans l'habitat ; bien que réelle, elle apparaît cependant d'une importance secondaire par rapport aux autres sources (10).

252 Les mesurages dans divers autres microenvironnements urbains.

Aujourd'hui, l'examen des teneurs urbaines montre que les situations les plus critiques concernent les micro-environnements « clos » directement affectés par les émissions automobiles tels que les parcs de stationnement souterrains ou les tunnels. Dans ces environnements, les citoyens sont diversement exposés selon les circonstances de leur vie quotidienne alors que certains professionnels sont susceptibles d'une exposition cumulée plus importante. C'est ce qu'indiquent plusieurs études effectuées notamment en région parisienne (1,11).

Ainsi, les résultats de mesurages réalisés à Paris par le Laboratoire Central de la Préfecture de Police (LCP) dans le tunnel des Tuileries en 1995 (12) ont montré des niveaux moyens de CO de 13 mg/m^3 , soit des teneurs 3 fois supérieures à celles enregistrées simultanément sur le

même type de voie découverte . Toujours à Paris, dans deux parcs souterrains (13) fréquentés uniquement par des véhicules légers, des campagnes de mesures ont été effectuées en 1993 et 1994. D'un jour à l'autre, les concentrations en CO variaient peu et les concentrations moyennes ont été de 24 et 32 mg/m³ entre 12 et 20 heures, période qui correspond à une fréquentation importante. Les moyennes horaires maximales ont été respectivement de 45 et 53 mg/m³. Il apparaît que c'est le soir dans la tranche horaire de 18 à 20 heures que la situation est la plus critique au regard de la ventilation qui est alors fortement sollicitée.

En rapport avec des émissions de moteurs thermiques, il faut signaler deux intoxications collectives observées en février 1993 à l'intérieur de patinoires en Seine et Marne et dans le Morbihan. A la suite de ces accidents dus à un défaut de carburation de la surfaceuse à moteur thermique et à une ventilation insuffisante des locaux, diverses patinoires ont été visitées en région parisienne par le LCPP; les résultats de cette enquête ont montré que le phénomène n'était pas isolé (14) : les teneurs sur le promenoir, après surfaçage, sont souvent de l'ordre de 40 à 230 mg/m³ et peuvent atteindre 400 mg/m³ de CO ; de plus, l'élimination du CO s'effectue lentement du fait que la glace induit au niveau du sol une inversion de température qui limite la diffusion des polluants. C'est un problème qui a été également décrit dans d'autres pays dont les Etats-Unis (15).

253 Les mesurages dans les moyens de transport

Au cours des deux dernières décennies, plusieurs études se sont focalisées sur le microenvironnement atmosphérique que constitue l'habitacle de voiture. Les concentrations moyennes de CO rapportées par ces études varient entre 6 et 15 mg/m³ : 6 à 9 mg/m³ en 1985 à Denver et Washington (16), 8 à 14 mg/m³ à Washington en 1987 (17), 13 mg/m³ à Raleigh en 1988 (18). Ces niveaux étaient de 2 à 6 fois supérieurs à ceux mesurés dans l'air ambiant à la même période et atteignaient, en valeur instantanée, des teneurs de 70 à 90 mg/m³. Enfin, les concentrations de CO auxquelles était soumis le citoyen selon le mode de déplacement choisi étaient décroissantes dans l'ordre suivant : voiture (6 à 15 mg/m³), autobus et trajets pédestres (5 à 7 mg/m³), train et métro (0 à 5 mg/m³).

Dans l'agglomération parisienne, les premières études dans les autobus et les véhicules particuliers ont été effectuées au début des années 1990 (19,20). En 1993 et 1994, une troisième étude (21) privilégiant des itinéraires domicile-travail effectués aux heures de pointe a confirmé les précédents résultats : L'automobiliste est le plus exposé (7 à 11 mg/m³ de CO) alors que le piéton subit des expositions de l'ordre de 3 à 4 mg/m³.

La dernière étude effectuée en commun par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (LHVP) et le LCPP en 1996 et 1997 dans le cadre du programme PRIMEQUAL piloté par le Ministère de l'Environnement (22,23) a pris en compte l'ensemble des modes de déplacements utilisés dans l'agglomération, en assurant la mesure d'un nombre plus étendu de polluants. S'agissant du CO les résultats montrent, comme dans les études précédentes, que les situations les plus défavorables sont relatives aux trajets automobiles ; les teneurs les plus faibles concernent le piéton et l'utilisateur du métro alors que les niveaux d'exposition au CO dans le bus et en bicyclette sont intermédiaires.

Le Laboratoire d'Hygiène et de Santé Publique de l'Université René Descartes (Paris V) et le LHVP se sont associés pour réaliser en février 1997 des mesures dans les voitures de 29 artisans-taxi parisiens, au cours d'une journée de travail (24). La teneur moyenne en CO

enregistrée pour l'ensemble des chauffeurs a été de $4,4 \text{ mg/m}^3$. Les enregistrements des teneurs sur une minute indiquent, pour certains chauffeurs, des valeurs élevées sur de courts laps de temps, celles-ci atteignant 40 à 45 mg/m^3 . Ces fortes valeurs sont retrouvées au moment des heures de pointe, c'est-à-dire le matin entre 7 heures et 9 heures et le soir entre 17 heures et 19 heures.

254 Conclusion

Dans les bureaux, les écoles et les logements où il n'existe pas de dispositifs de combustion pour le chauffage, l'eau chaude sanitaire et la cuisson des aliments, les teneurs en CO peuvent être considérées comme égales à celles mesurées à l'extérieur immédiat du local concerné (le ratio $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ est égal à 1). Les expositions sont donc faibles et comparables à celles relevées sur les stations de mesure de la pollution urbaine de fond, sauf dans le cas d'une exposition directe au trafic automobile, comme c'est le cas pour les riverains des grandes voies de circulation.

Lorsqu'il existe des combustions intérieures, si celles-ci sont régulièrement maintenues dans un état de fonctionnement satisfaisant, elles n'engendrent pas une exposition moyenne notablement différente ; par contre, elles peuvent contribuer à des expositions ponctuelles élevées par exemple au moment de la cuisson des aliments. Les niveaux atteints sont alors en relation avec le temps d'utilisation de l'appareil de combustion et avec le taux de renouvellement d'air du local. Ces pics de pollution ont plus particulièrement été décrits dans les cuisines.

La situation est beaucoup plus préoccupante dans des habitats équipés d'appareils vétustes, mal entretenus ou fonctionnant dans des conditions non prévues pour cet usage. Il est difficile actuellement d'évaluer l'ampleur du phénomène mais le nombre encore très élevé d'intoxications graves déclarées en France laisse supposer qu'il s'agit d'un problème touchant un nombre important de logements. Les mesurages qui seront prochainement réalisés par l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur devraient apporter de précieux renseignements à ce sujet.

D'autres environnements fréquentés par la population contribuent aussi à modifier l'exposition des citoyens. Il s'agit notamment des moyens de transport et des infrastructures directement soumises aux émissions automobiles tels que les parkings souterrains. L'exposition dans les véhicules apporte une contribution qui peut se révéler importante pour certains citoyens et surtout pour des professionnels tels les livreurs ou les chauffeurs de taxi.

255 Références

1. GERONIMI JL (2000). Le monoxyde de carbone. Lavoisier Ed. TEC & DOC, Paris.
2. YOCOM J.E. (1982). Indoor-outdoor air quality relationships : A critical review. J. Air Pollut. Control. Assoc. ; 32 : 500-520.
3. INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND HEALTH (1998). Indoor air quality in the home (2) : Carbon monoxide. ISBN 1 899 110 16X
4. WIECH C, RAW GJ, (1995). Asthma, dust mites, ventilation and air quality : study design and initial carbon monoxide results. Proceedings of Healthy Building'95. Vol 2 : 425-430.
5. ROSS D. (1996). Continuous monitoring of NO₂, CO, temperature and humidity in UK homes. Indoor Air'96, Japan, Vol 1 : 513-518.

6. MALANCA A, PESSINA V, DALLARA G (1993). Indoor air in a building block in Parma (Northern Italy). *Environ. Int.* ; 19 : 313-318.
7. CARRER P, ALCINI D, CAVALLO D, BOLLINI D, GHALANDAR R, LOVATO L, VERCELLI F, ISIGALLI F., MARONI M. Daily personal exposure to air pollutants of office workers in Milano. *Proceedings of Healthy Buildings' 97, 1997*, : 249-254.
8. ALM S, REPONEN A, MUKALA K, PASANEN P, TUOMISTO J., JANTUNEN MJ. Personal exposures of preschool children to carbon monoxide: roles of ambient air quality and gas stoves. *Atmos. Environ.* 1994 ; 22 : 3577-3580
9. COWARD SKD, ROSS DI (1999). Nitrogen dioxide and carbon monoxide levels in homes in England. *Proceedings of Indoor Air' 99 Congress; Vol 3* : 109-114.
10. LEBRET E, NOY D, BOLEY J, BRUNEKREEF B (1987). Real-time concentration measurements of CO and NO₂ in twelve homes. *Proceedings of Indoor Air' 87, Congress. Berlin, Allemagne.*
11. La pollution atmosphérique d'origine automobile et la santé publique - bilan de 15 ans de recherches internationales (1996). Rapport de la Société Française de Santé Publique (SFSP). Collection Santé et Société N°4.
12. ALARY R, COURSIMAULT A, GOUPIL G (1995). La pollution atmosphérique dans le tunnel des Tuileries. Laboratoire Central de la Préfecture de Police 1995. *Etudes de pollution atmosphérique et nuisances* ; 48-54.
13. RISLER N., PERSON A., DELAUNAY C., LAURENT A.M. (1995). Etude des nuisances atmosphériques à l'intérieur de parcs de stationnement souterrains. *Proceedings of the 10th World Clean Air Congress, Espoo, Finland. Vol 2* ; 215-220.
14. DONATI J., VIELLARD H. (1995). Intoxications oxycarbonées collectives dans les patinoires. *Proceedings of the 10th World Clean Air Congress, Espoo, Finland. Vol 1* ; 8-12.
15. SPENGLER JD, STONE KR, LILLEY FW (1978). High carbon monoxide levels measured in enclosed skating rinks. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 28 : 776-779.
16. AKLAND G.G., HARTWELL T.D., JOHNSON T.R., WHITMORE R.W. (1985). Measuring human exposure to carbon monoxide in Washington, D.C., and Denver, Colorado, during winter of 1982 - 1983. *Environ. Sci. Technol.*, 19,10, 911-918.
17. FLACHSBART P.G., MACK G.A., HOWES J.E., RODES C.E. (1987). Carbon monoxide exposures of Washington commuters. *J.A.P.C.A.*, 37, 135 -142.
18. CHUAN C.C, OZKAYNAK H., SPENGLER J.D., SHELDON L. (1991). Driver exposure to volatile organic compounds, CO, Ozone, and NO₂ under different driving conditions. *Environ. Sci. Technol.*, 25, 5, 964-972.
19. INRS (1992). Autobus urbains. Exposition des conducteurs à la pollution produite par les gaz d'échappement des autres véhicules. *Cahier de Notes documentaires* ; 149 : 515-523.
20. DOR F., LE MOULLEC Y., FESTY B. (1995) Exposure of city residents to carbon monoxide and monocyclic aromatic hydrocarbons during commuting trips in Paris metropolitan area. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* ; 45 : 103-110.
21. DENDENE M.A. (1995). Exposition au monoxyde de carbone et aux hydrocarbures aromatiques monocycliques : étude comparative des divers modes de déplacement urbain et recherche de biomarqueurs de l'air expiré. Thèse pour l'obtention du diplôme d'Etat de Docteur en pharmacie - Université René Descartes Paris V , 15 février 1995.
22. LE MOULLEC Y., ALARY R., LAURENT A.M., PERSON A., COURSIMAULT A., DELAUNAY C. (1998) ; City-dwellers' exposure when commuting in the urban area of Paris to atmospheric pollutants originated by cars. *Proceedings of the 11th World Clean Air and Environment Congress, Durban, South-Africa.*
23. LAURENT AM, COURSIMAULT A, PERSON A, DELAUNAY C, LE MOULLEC Y, GOUPL G. Evaluation de l'exposition des citoyens aux polluants d'origine automobile au

cours de leurs déplacements dans l'agglomération parisienne. Programme Primequal-Predit convention N° 95 93 018, rapport de fin d'étude, mai 1998.

24. ZAGURY E, LE MOULLEC Y, MOMAS I (2000). Exposure of Paris taxi drivers to automobile air pollutants within their vehicles. *Occup. Environ. Med.* ; 57 : 406-410.

26 Le dioxyde d'azote (NO₂)

Les oxydes d'azote sont formés dans les combustions à haute température par oxydation de l'azote de l'air. Dans la majorité des grandes agglomérations, le NO₂ est le plus souvent associé aux émissions automobiles, mais de façon indirecte, puisque les conditions météorologiques influent sur la photochimie atmosphérique et donc sur sa formation à partir du NO émis.

En milieu intérieur, les sources de pollution sont bien identifiées et sont identiques à celles du monoxyde de carbone : il s'agit des combustions domestiques et, dans une moindre mesure, du tabagisme.

Dans la majorité des études publiées, les teneurs intérieures sont mesurées par des dispositifs passifs à diffusion axiale, tels que le tube de Palmes (1), placés dans différentes pièces de l'habitat. L'analyse des nitrites est réalisée par diazotation et lecture du complexe coloré par spectrophotométrie dans le visible. Ces dispositifs présentent des débits d'échantillonnage faibles, ce qui restreint leur utilisation à des durées d'exposition importantes (en général une à deux semaines). Même pour les capteurs les plus récents à diffusion radiale, la durée des mesures est d'au moins 24 heures, ce qui ne permet d'évaluer ni la fréquence ni l'ampleur des épisodes de pointe de pollution susceptibles de se produire, par exemple dans les cuisines, au moment de la préparation des repas.

Il existe cependant plusieurs études pour lesquelles des mesurages en continu ont été réalisés avec des appareils automatiques : les analyseurs sont basés sur le principe de la chimiluminescence et identiques à ceux équipant les réseaux de surveillance de la qualité de l'air.

261 Les mesurages dans les habitats et locaux assimilés

NO₂ est certainement le polluant pour lequel l'exposition des populations dans les locaux a été la plus étudiée sur tous les continents. En Europe, les premières études datent de la fin des années 70 et plusieurs études importantes ont encore été publiées récemment. Deux éléments peuvent expliquer cette constance dans l'intérêt pour ce polluant. Tout d'abord, bien que les études toxicologiques et expérimentales aient montré une réelle toxicité du NO₂, les résultats des études épidémiologiques ne sont pas aussi probants et il est possible que cette variabilité des résultats soit liée à une mesure trop imprécise de l'exposition (2). Au plan pratique, des capteurs passifs validés existent depuis longtemps, adaptés à la mesure en sites fixes intérieurs ou extérieurs, comme à la mesure individuelle.

Les principaux micro-environnements intérieurs considérés sont les résidences (logements individuels et collectifs), les immeubles de bureaux et dans une moindre mesure les écoles et certains locaux sportifs tels que les patinoires. De nombreuses données sont issues d'études portant sur l'évaluation de la distribution des expositions individuelles au NO₂. En effet, afin

de connaître les principaux déterminants de cette exposition, des prélèvements en sites fixes sont réalisés dans les différents micro-environnements fréquentés par les populations ciblées : domicile, lieu de travail, air extérieur

Les résultats des synthèses précédentes

Une synthèse des mesures effectuées avant 1987 dans différents pays européens a été réalisée en 1989 par un groupe de travail dans le cadre du projet « Indoor air pollution and its impact on man » piloté par la CEE (3). Les données recueillies proviennent de 6 pays : Pays-Bas, Allemagne, Royaume-Uni, France, Suisse et Danemark. Elles correspondent pour la majorité d'entre elles à des mesures effectuées dans des habitats comportant des sources intérieures, notamment des cuisinières à gaz et des chauffe-eau.

Les données les plus nombreuses proviennent des Pays-Bas ; ainsi sur 2000 mesures hebdomadaires réalisées entre 1975 et 1985 au cours de différentes études, il apparaît que les niveaux dans les cuisines (de 30 à 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sont plus élevés que dans les salons (de 22 à 47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et dans les chambres (de 15 à 41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Des mesures en temps réel ont montré que les teneurs sur quelques minutes et même sur 1 heure peuvent dépasser 2000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans certaines cuisines. La responsabilité des fortes teneurs semble surtout due aux chauffe-eau non raccordés (4,5).

En Allemagne, en 1981 dans 15 habitats des ratios $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ de 1,2 ont été trouvés dans les cuisines équipées d'appareils fonctionnant au gaz contre 0,4 à 0,5 dans le cas contraire (6). Au royaume Uni, les travaux de Atkins (7) donnent des valeurs de NO_2 environ 4 fois plus élevées lorsque l'énergie utilisée pour la cuisine est le gaz que dans le cas d'un usage de l'électricité. Enfin, on retiendra une étude suisse (8) nettement plus conséquente puisqu'elle a concerné un total de 1225 logements présentant ou non des sources potentielles de NO_2 . Les résultats sont présentés dans le tableau 2-1 :

Tableau 2-1 : Teneurs moyennes relevées en NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans le salon de différents habitats de Suisse.

Source	Nombre d'habitats	Teneurs intérieures en NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Teneurs extérieures en NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Ratios $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$
Cuisine au gaz et tabagisme	194	40.6	48.7	0.84
Cuisine au gaz sans tabagisme	193	37.7	45.9	0.83
Cuisine électrique et tabagisme	333	22.6	42.9	0.53
Cuisine électrique sans tabagisme	505	17.2	38.3	0.45 (0.36 en hiver, 0.53 en été)

La synthèse des données nord-américaines de Yocom (9), publiée en 1982, concerne plusieurs polluants dont NO_2 pour lequel les données restent assez fragmentaires. Le travail de Thompson en Californie (10), effectué dans différents types de bâtiments, montre des ratios $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ compris entre 0,5 et 1 en l'absence de conditionnement d'air et plus faibles si cet équipement est présent. Dans le travail de GEOMET pour l'EPRI, un ratio moyen de 0,38 a

été trouvé dans les habitats avec cuisinières électriques. Dockery (11), en utilisant des tubes de Palmes, a effectué en 1979 des mesures à Topeka (Kansas) dans neuf habitats dont quatre utilisant l'électricité comme source d'énergie pour la cuisson des aliments. Les ratios C_{int}/C_{ext} sont nettement supérieurs puisqu'en moyenne ils atteignent 0,93 entre cuisine et extérieur et 0,86 entre chambre et extérieur. Enfin, Yocom fait référence à un travail de Good (12) qui montre que, par référence à l'impact des cuisinières à gaz, celui du tabagisme est assez faible : la différence entre habitat avec fumeurs et habitat sans fumeur est de $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_2 en été ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ versus $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$) comme en hiver ($22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ versus $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$) donc son impact sur le ratio C_{int}/C_{ext} reste limité. Ces résultats confirment les travaux suisses précédemment exposés (7).

D'autres travaux américains à Portage ont montré dans 137 habitats (13) des niveaux supérieurs de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les cuisines utilisant le gaz par référence à ceux de l'extérieur ; la différence dans les chambres est de moindre amplitude, de l'ordre de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. D'autres mesures dans la même ville (14) ont conduit à des ratios C_{int}/C_{ext} de 2.4 en été et de 3.2 en hiver dans les logements équipés d'une cuisinière à gaz alors que ces ratios étaient respectivement de 0,6 et 0,8 lorsqu'on utilisait l'électricité

A partir de ces résultats observés à Portage et dans une approche de modélisation des teneurs intérieures, Sexton (15) a proposé une équation de type

$$C_{int} = a + 0,6 C_{ext}$$

permettant de calculer la teneur moyenne annuelle à l'intérieur d'un local selon la présence ($a = 45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ou l'absence de cuisinière à gaz ($a = 0$). On voit donc que cet auteur estime à 0,6 le ratio C_{int}/C_{ext} en l'absence de source intérieure. Pour les habitats avec cuisinière à gaz, l'influence de cette source sera, en moyenne, d'autant plus marquée que les niveaux extérieurs seront faibles.

Tous ces résultats ont été pour une large part repris dans une synthèse récente du IEH (Institute for Environment and Health) (16) qui a plus particulièrement mis l'accent sur les travaux réalisés au Royaume-Uni. On retiendra notamment les mesures effectuées dans 174 logements dans le cadre de l'étude ALSPAC (Avon Longitudinal Study of Pregnancy and Childhood). Les niveaux mesurés sont de l'ordre de $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les cuisines qui utilisent le gaz pour la cuisson des aliments alors qu'ils sont deux fois moindres avec l'utilisation de l'électricité (17). L'intérêt de ce travail a été de fournir des données nouvelles représentatives du parc de logements en Angleterre et de déterminer les principaux facteurs qui influent sur les niveaux intérieurs : teneurs extérieures, utilisation d'une cuisinière à gaz, taux de renouvellement d'air, dimension et taux d'occupation du logement (18).

Par ailleurs, les travaux de Ross (19) ont mis en évidence, à partir de mesurages en temps réel, des niveaux horaires élevés dans des habitats utilisant le gaz pour la cuisson des aliments, puisque 67% des 73 habitats tirés au sort ont présenté des niveaux horaires supérieurs à $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Parmi les études les plus récentes on retiendra celles de Drakou (20), Levy (21), Lee (22) et Brauer (23).

Le travail effectué en Grèce (20) est intéressant, il montre que, pour des conditions d'expérience très proches, dans un appartement inoccupé, le ratio C_{int}/C_{ext} est plus élevé (1,03) que dans un immeuble occupé (0,63) avec conditionnement d'air. Il est probable que

les réactions avec les surfaces sont plus marquées dans l'immeuble occupé que dans l'autre dont l'ameublement est probablement réduit au minimum.

L'étude internationale multicentrique relative à l'impact des teneurs en NO₂ dans l'habitat sur l'exposition personnelle (21) est très importante. Elle a été menée dans des agglomérations des 5 continents et au total les mesures ont concerné 568 personnes dans 18 villes de 15 pays différents. Les prélèvements sur 48 heures ont été réalisés en février et mars 1996. Les résultats montrent que les rapports moyens C_{int}/C_{ext} en Europe -Zagreb (Croatie), Kuopio (Finlande), Berlin et Erfurt (Allemagne), Kjeller (Norvège), Genève (Suisse), Londres (UK) - sont très homogènes et sont tous inférieurs à 1, de même qu'au Canada et aux Etats Unis, contrairement au cas des pays asiatiques. Les différences entre les rapports C_{int}/C_{ext} sont avant tout expliquées par la présence de sources de combustion intérieures.

Globalement, lorsque les habitants n'utilisent pas le gaz pour la cuisson des aliments le rapport C_{int}/C_{ext} est de 0,69 (n=227) contre 1,19 lorsqu'ils utilisent le gaz (n= 314). Ainsi dans les villes où la source d'énergie pour la cuisson des aliments est préférentiellement l'électricité (Genève, Kjeller, Kuopio et Ottawa) la teneur moyenne intérieure est 15,5 +/- 10 µg/m³ pour une teneur moyenne extérieure de 26 +/- 10 µg/m³.

Une étude s'intéressant au type de cuisinières utilisées a montré que la présence d'une veilleuse (pilot light) est un contributeur important à l'émission de NO₂ et que des différences notables sont relevées entre cuisinières fonctionnant uniquement au gaz et celles dont le four est électrique, ces dernières conduisant à des niveaux moindres de NO₂ (22).

Dans une approche indirecte d'évaluation de l'exposition, la méconnaissance des teneurs ambiantes dans certains locaux, même fréquentés occasionnellement, peut conduire des erreurs. Ceci peut être illustré par les résultats d'une étude multicentrique internationale portant sur les niveaux de NO₂ dans les patinoires (23) . Des mesurages ont été réalisés pendant une semaine dans 332 patinoires de 9 pays (dont la Finlande, la Norvège, la Tchéquie et le Danemark) à l'aide de capteurs passifs (tubes de Palmes). Des niveaux particulièrement élevés ont été notés (médiane =157 µg/m³) avec une distribution très étendue des teneurs moyennes hebdomadaires, allant jusqu'à 5100 µg/m³. Cette pollution est due à l'utilisation de surfaceuses à moteur thermique mal réglées et travaillant dans des conditions de ventilation insuffisantes.

Les études françaises

Les données françaises d'exposition aux oxydes d'azote sont encore peu nombreuses. A Paris, une étude effectuée en 1990 dans dix écoles par le laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (24) a montré un rapport C_{int}/C_{ext} moyen de 0,7 en l'absence de source intérieure de combustion et de tabagisme. A Montpellier (25), dans le cadre d'une étude épidémiologique transversale recherchant les effets sur les antioxydants sanguins d'une exposition au NO₂ des mesurages ont été réalisés chez 107 volontaires non fumeurs ou fumant moins de 10 cigarettes par jour. Les niveaux dans les cuisines fonctionnant à l'électricité sont en moyenne de 17 µg/m³ et deux fois plus élevés lorsque la source d'énergie est le gaz.

Enfin, très récemment deux études d'exposition individuelle au NO₂ ont été conduites. La première a concerné 92 jeunes adultes franciliens, non-fumeurs ; des mesurages à l'intérieur et à l'extérieur immédiat du domicile et sur le lieu de travail ont été effectués pendant 48 heures simultanément avec les mêmes dispositifs (26). Les concentrations s'élèvent en

moyenne à $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'intérieur du domicile, $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'extérieur de l'habitat et $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur le lieu de travail.

Dans un second travail adoptant une méthodologie comparable réalisé également en 2000 et portant sur 62 fonctionnaires de la Ville de Paris (27), les niveaux intérieurs mesurés sur 48 heures étaient respectivement de $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'habitat, $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les bureaux par référence à une teneur ambiante de l'ordre de $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

262 Les mesurages dans les moyens de transport

Les oxydes d'azote ont été relativement peu souvent mesurés par référence au CO et aux hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM). Les auteurs ont souvent étudié à la fois NO, en tant qu'indicateur de la pollution automobile, et NO₂ en raison de sa nocivité sur l'appareil respiratoire.

Dans l'étude réalisée par Chan CC à Raleigh (28), les teneurs médianes et moyennes en NO₂ dans les habitacles de voitures sont respectivement de 155 et $167 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la teneur maximale atteignant $375 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les teneurs mesurées juste à l'extérieur du véhicule sont très légèrement inférieures (rapport intérieur/extérieur 1,05). Les niveaux sont plus élevés l'après-midi que le matin. Les auteurs expliquent ces valeurs par la réaction de l'ozone ambiant ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en site fixe en moyenne) avec le NO émis par les véhicules.

A HongKong, en 1992 (29), les niveaux mesurés dans les bus et au cours de trajets pédestres ont été respectivement de 490 et $156 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour NO et de 77 et $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour NO₂. Dans l'étude de Tonkelaar en Hollande (30), les niveaux de NO dans l'habitacle des voitures varient de 200 à $700 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour des valeurs de NO₂ comprises entre 60 et $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En France, les mesures d'exposition des chauffeurs de bus effectuées par Diebold en 1992 (31) à Paris et Bordeaux ont fourni des résultats voisins pour NO₂ (valeurs comprises entre 130 et $265 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et plus élevés en NO à Paris qu'à Bordeaux. Des mesures ont également été effectuées par capteurs passifs dans des taxis au cours de leur activité quotidienne et ont montré des valeurs moyennes de l'ordre de $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (32).

Enfin, la dernière étude parisienne (33) montre des teneurs en NO₂ dans les voitures comprises en moyenne entre 67 et $188 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour un trajet d'une heure. Sur le boulevard circulaire et sur le boulevard périphérique, les percentiles 90 des teneurs sont respectivement 196 et $266 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dans le cas des autres modes de déplacement les teneurs sont plus faibles et assez homogènes.

263 Conclusion

Globalement, il apparaît que NO₂ est un gaz réactif dont la période de demi-vie dans les locaux a été estimée entre 30 et 50 minutes. On peut donc s'attendre, en l'absence de source intérieure, à des niveaux moindres qu'à l'extérieur et c'est ce qui est observé dans les différents travaux publiés. Comme pour tout paramètre ayant une certaine réactivité, la contribution des teneurs extérieures dépend du taux de ventilation du local.

C'est dans les cuisines des habitats équipés d'appareils de combustion fonctionnant au gaz que l'on retrouve les teneurs les plus élevées. Les émissions sont le plus souvent discontinues et correspondent en général à la préparation des repas. Selon la ventilation de la cuisine et le

temps d'utilisation des appareils, les teneurs de pointe peuvent varier entre 100 et 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. L'impact sur les teneurs moyennes à l'échelle de la journée ou de la semaine se traduit par des ratios moyens $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ en général supérieurs à 1. Selon les pays la contribution des différents appareils de combustion (chauffe-eau non raccordé, cuisinière à gaz,...) n'est pas la même. L'impact du tabagisme a été mis en évidence mais sa contribution semble mineure, de l'ordre de quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur les moyennes journalières.

En l'absence de sources de combustion, les résultats des rapports $C_{\text{int}}/C_{\text{ext}}$ dans les locaux sont relativement homogènes et sont le plus souvent compris entre 0,4 et 0,8. Un effet saisonnier est noté en relation avec l'ouverture plus fréquente des fenêtres en période estivale.

S'agissant de l'exposition dans les moyens de transport en agglomération parisienne, elle peut être évaluée à partir des données des stations dites « trafic » du réseau de surveillance. Les teneurs dans les voitures sont proches de celles des stations de forte proximité alors que l'exposition subie dans les autres moyens de transport est proche des mesures enregistrées sur les autres stations proche des voies de circulation.

264 Références

1. Palmes ED, Gunnison AF, Dimattio J, Tomczyk C (1976). Personal sampler for NO_2 . *Am Ind Hyg Assoc J* ; 37 : 570-577.
2. Extrapol (1996). NO_2 et pollution intérieure : exposition et effets sur la santé. *Pollution Atmosphérique* 148 ; Extrapol n°5.
3. ECA (European Action « Indoor Air Quality and its Impact on Man » COST Project 613)(1989). Indoor pollution by NO_2 in European countries. Report N°3 ; EUR 12219 EN, Luxembourg : Office for Publications of the European Communities.
4. Noy D, Brunekreef B, Boleij JSM, Houthuijs D, De Koning R (1990) . the assessment of personal exposure to nitrogen dioxide in epidemiological studies. *Atmos Environ*; 24A : 2903 – 2909.
5. Houthuijs D, Dijkstra L, Brunekreef B, boleij JS (1990). Reproducibility of personal estimates for nitrogen dioxide over a two year period. *Atmos Environ* ; 24A : 435-437.
6. Englert N, Prescher KE, Seifert B (1987). Indoor air quality and respiratory diseases in children. *Proceedings of Indoor Air'87 conference* ; Vol 2 : 188- 192, Berlin.
7. Atkins DHF, Law DV. (1987). Indoor-outdoor nitrogen dioxide concentration ratios for homes with gas and electric cooking. *Proceedings of Indoor Air'87 conference* ; Vol 1 : 383-389, Berlin.
8. Wanner HU, Braun Ch, Monn Ch (1990). Measurement of nitrogen dioxide indoor and outdoor concentrations with passive sampling devices. *Proceedings of Indoor Air' 90 conference* ; Vol 2 : 503-508, Toronto.
9. Yocom JE (1982). Indoor-outdoor air quality relationships. A critical review. *J. Air pollut. Control Assoc.* ; 32 : 500-520.
10. Thompson CR, Hensel EG, Kats G (1973). Outdoor-indoor levels of six air pollutants. *J. Air Pollut. Control Assoc.* ; 23 : 881- 886.
11. Spengler JD, Ferris BG, Dockery DW (1979). Sulfur dioxide, nitrogen dioxide levels inside and outside of homes and the implications on health effects research. *Environ. Sci. Technol.* ; 13 : 1276 - 1280.
12. Good BW, Vilcins C, Harvey WR et al (1981). Effect of cigarette smoking on residential NO_2 levels. Presented at the international symposium on indoor air pollution , health and energy conservation. University of Massachusetts, Amherst, MA, october 1981.

13. Spengler DJ, Duffy CP, Letz R, Tibbitts TW, Ferris BG (1983). Nitrogen dioxide inside and outside 137 homes and implications for ambient air quality standards and health effects research. *Environ Sci. Technol.* ;17 : 164-168.
14. Quakenboss JJ, Spengler JD, Kanarek MS, Letz R, Duffy CP (1986). Personal exposure to Nitrogen dioxide : relationship to indoor/outdoor air quality and activity patterns. *Environ. Sci. Technol.* ; 8 ; 775-782
15. Sexton K, Letz R, Spengler JD (1983). Estimating human exposure to nitrogen dioxide : an indoor/outdoor modeling approach. *Environ. Res.* ; 32 : 151-166.
16. INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND HEALTH (1996). Indoor air quality in the home (2) : Nitrogen dioxide, formaldehyde, volatil organic compounds, house dust mites, fungi and bacteria. ISBN 1 899 110 05 4
17. Coward SKD , Raw GJ (1995). Nitrogen dioxide leveles in homes in Avon, England. *Proceedings of Healthy buildings '95* ; vol 1 : 431 -436
18. Raw GJ, Coward SKD. (1995). Factors affecting nitrogen dioxide levels in homes. *Proceedings of Healthy buildings '95* ; vol 1 : 379- 384.
19. Roos D. (1996). Continuous monitoring of NO₂, CO, temperature and humidity in UK homes. *Indoor Air'96, Japan, Vol 1* : 513-518.
20. Drakou G, Zerefos C, Ziomas I, Voyatzaki M (1998). Measurements and numerical simulations of indoor O₃ and NO_x in two different cases. *Atmos. Environ.* ; 32 : 595- 610.
21. Levy JI (1998). Impact of residential nitrogen dioxide exposure on personal exposure: an international study. *J Air & Waste Manage Assoc* ; 48 : 553-560.
22. Lee K, Levy JI, Yanagisawa Y, Spengler JD, Billick IH (1998). The Boston residential nitrogen dioxide characterization study : classification and prediction of indoor NO₂ exposure. *J Air & Waste Manage Assoc* ; 48 : 736-742
23. Brauer M, Lee K, Spengler JD, Salonen RO, Pennanen A, Braathen OA, Mihalikova E, Miskovic P, Nosaki A, Tsuzuki T, Rui-Jin S, Xu Y, Qing-Xiang Z, Drahonovska H, Kjaergaard S (1997). Nitrogen dioxide in indoor ice skating facilities : an international survey. *J Air & Waste Manage Assoc* ; 47 : 1095- 1102.
24. R Laurent AM, Person A, Petit-Coviaux F, Le Moullec Y, Festy B (1993). Chemical Characterization of Indoor Air Quality inside Schools in Paris- In: *Proceedings of Indoor Air' 93 conference* ; Vol 3 : 1-5, Helsinki, Finlande.
25. R Bernard N, Saintot M, Astre C, Gerber M (1998). Personal exposure to nitrogen dioxide pollution and effect on plasma antioxidants. *Arch Environ Health* ; 53 : 122-128.
26. Dusséaux M. (2000). Evaluation de l'exposition individuelle au dioxyde d'azote : étude auprsè des internes en pharmacie de la région Ile de France. Mémoire du diplôme d'études spécialisées de Pharmacie Industrielle et biomédicale, juillet 2000, Paris V.
27. Mosqueron L. (2000). Evaluation de l'exposition individuelle au dioxyde d'azote au sein d'une population parisienne du secteur tertiaire. Thèse pour l'obtention du diplôme d'Etat de Docteur en pharmacie - Université René Descartes Paris V , 26 octobre 2000.
28. R Chan CC, Özkaynak H, Spengler JD, Sheldon L (1991) Driver exposure to volatile organic compounds, CO, ozone and NO₂, under different driving conditions. *Environ. Sci. Technol* ; 25 : 964-972.
29. Chan LY, Wu H (1993). A study of bus commuter and pedestrian exposure to traffic air pollution in Hong-Kong. *Environ. Int.* ; 19 : 121-132.
30. Tonkelaar WD (1986). Exposure of car passengers to CO, NO, NO₂, benzene, toluene and lead. *Proceedings of the 7th Clean Air Congress*; vol 4 : 329-335 Sydney, Australia.
31. Diebold F, Hubert G, Limasset JC, Attia J, Risler N, Donati J (1992). Autobus urbains : exposition des conducteurs à la pollution par les gaz d'échappement des autres véhicules. INRS, Cahiers de notes documentaires ; 149 : 515-523.

32. Zagury E, Le Moullec Y, Momas I (2000). Exposure of Paris taxi drivers to automobile air pollutants within their vehicles. *Occup. Environ. Med.* ; 57 : 406-410.
33. Le Moullec Y, Alary R, Laurent AM, Person A, Coursimault A, Delaunay C (1998). City dwellers exposure to atmospheric pollutants originated by cars when commuting in Paris urban area. *Proceedings of 11th World Clean Air and Environment Congress*, Vol. 6 : 17A-2. Durban, Afrique du Sud.

27 Les particules en suspension

Les particules en suspension constituent un ensemble hétérogène dont les caractéristiques granulométriques et la composition chimique sont variables selon leur origine : érosion, activité humaine (industries, transports), conversion gaz-particules,... En milieu urbain les préoccupations se focalisent actuellement sur les particules fines et ultra-fines émises par les véhicules Diesel, notamment en France, en raison de l'importance de ce type de motorisation. En atmosphère intérieure, toutes les sources ne sont pas complètement identifiées et leur contribution est très variable selon le mode de vie des habitants.

271 Les sources intérieures

Pour les bâtiments avec fumeur(s), la fumée de tabac constitue la source majeure de contamination particulaire. La seconde source intérieure mise en évidence dans quelques études est l'activité culinaire dont l'effet a été moins souvent quantifié ; par contre, l'énergie utilisée pour la cuisson des aliments (gaz ou électricité) n'a pas d'influence.

D'autres sources endogènes ont aussi été notées mais avec un impact moindre : il s'agit de l'utilisation d'une cheminée d'agrément et des activités de nettoyage des locaux (avec aspirateur ou par balayage) qui conduisent surtout à une augmentation des teneurs en PM₁₀. Globalement, les teneurs intérieures sont moins élevées durant la nuit que pendant le jour en relation avec l'activité des occupants en période diurne.

Enfin, les résultats de plusieurs travaux dont l'étude PTEAM (Particle Total Exposure Assessment Methodology) (1, 2,) montrent qu'il subsiste des sources non déterminées qui représentent environ 25% des teneurs mesurées.

La nature des particules étudiées

En fonction de l'évolution des progrès techniques et de l'état des connaissances sur le rôle sanitaire des particules les plus fines, des études ont été menées sur différentes granulométries de particules. A l'instar des travaux conduits en milieu professionnel, les premières études américaines (3, 4) ont concerné la fraction alvéolaire des particules qui, jusqu'en 1994 aux Etats-Unis, correspondait à une coupure granulométrique centrée sur 3,5 µm (PM_{3,5}). Dans une approche plus environnementale, des mesures de PM₁₀ ont ensuite été effectuées dans les programmes américains PTEAM (1, 2), THEES (5), puis en Europe, lors des travaux de Janssen (6, 7) et de Carrer (8). Dans le cadre d'études plus récentes (9, 10) ce sont les particules fines (PM_{2,5}) qui ont été retenues.

Les dispositifs de prélèvement

Le principe de mesure est identique dans toutes les études : recueillies sur filtre, la masse des particules collectées est mesurée par gravimétrie avec une balance de précision, souvent dans des conditions thermohygrométriques contrôlées. Afin de disposer d'une masse suffisante pour assurer une pesée précise, le temps d'intégration des mesures varie de 12 heures à une semaine environ selon les objectifs des travaux et les stratégies mises en œuvre.

Au plan pratique, les dispositifs de prélèvement sont assez divers mais comportent en fait les mêmes éléments:

- un séparateur (impacteur ou cyclone) qui permet de prélever uniquement la fraction granulométrique souhaitée des particules atmosphériques ;
- un porte filtre et un filtre le plus souvent en PTFE ou en fibre de verre téflonée;
- un système d'aspiration, réglé en permanence au débit imposé par le séparateur.

Ces dispositifs de prélèvement de type actif sont quelquefois bruyants et sont nettement plus encombrants que les capteurs passifs utilisés pour les gaz ; en conséquence, les études sont plus difficiles à mener.

L'influence des teneurs extérieures ambiantes.

En considérant de nouveau le même modèle de type balance massique appliqué aux particules, on rappelle que, en l'absence de source endogène, l'équation qui gouverne les relations entre teneurs intérieures (C_{int}) et teneurs extérieures (C_{ext}) peut être simplifiée sous la forme :

$$C_{int}/C_{ext} = P.TRA / (TRA+k)$$

dans laquelle [P] est le facteur de pénétration des particules au travers de l'enveloppe du bâtiment, [TRA] est le taux de renouvellement d'air du local par heure et [k] le facteur de déposition des particules par heure.

Le facteur [P] qui mesure la potentialité des particules à pénétrer dans le bâtiment lorsque les ouvrants sont fermés a été trouvé égal à 1, tant pour les particules $PM_{2.5}$ que pour les particules PM_{10} (11,12). On peut donc considérer que ces particules ont une efficacité de pénétration dans les logements identique à celle des gaz non réactifs.

Le facteur de déposition [k] dépend évidemment de la taille et de la densité des particules. Pour les fines particules, la déposition sur les parois verticales peut être notable. En l'absence de théories précises, Wallace (13) se réfère à l'étude PTEAM (1, 2, 11) qui donne pour [k] une estimation de 0.39 par heure pour les $PM_{2.5}$, de 0.65 par heure pour les PM_{10} et de 1 par heure pour les $PM_{2.5-10}$ (« coarse particles »)

Dans les conditions de ventilation conduisant à un taux de renouvellement d'air de 1 par heure la résolution de l'équation aboutit, en l'absence de source intérieure, à un rapport C_{int}/C_{ext} de 0.71 pour les $PM_{2.5}$ et de 0.60 pour les PM_{10} .

Une diminution du taux de renouvellement d'air conduit à un impact moindre des teneurs extérieures, ce qui pourrait être envisagé en cas d'épisode de forte pollution. Ainsi en divisant par 2 le taux de renouvellement d'air les ratios $r = C_{int}/C_{ext}$ deviennent alors $r = 0.55$ pour le $PM_{2.5}$ et $r = 0.43$ pour les PM_{10} . Par contre, s'il existe des sources intérieures, tabac notamment, l'impact de ces sources sera nettement accru.

272 Les mesurages dans les habitats et locaux assimilés.

Wallace a publié en 1996 (13) une synthèse d'un nombre très important d'études, essentiellement d'origine nord-américaine, relatives à la mesure de l'exposition personnelle aux particules PM_{2.5} et PM₁₀ ainsi qu'aux teneurs rencontrées dans l'habitat et dans les bâtiments de bureaux ou à usage collectif. On retiendra plus particulièrement les résultats obtenus dans le cadre de quatre grandes études américaines : Six cities study (4), New-York state study (14), PTEAM Study (1, 2, 11) et THEES Study (5).

S'agissant des travaux européens on s'intéressera plus particulièrement à ceux menés aux Pays-Bas par Janssen (6, 7), en Suisse par Monn (9) et très récemment en France par Mosqueron (15).

Dans l'étude PTEAM (1, 2) à Riverside dans 178 logements, les niveaux intérieurs et extérieurs étaient semblables pendant le jour (95 µg/m³) alors que la nuit les niveaux intérieurs étaient plus faibles soit 63 µg/m³ contre 86 µg/m³ à l'extérieur. Les principaux déterminants des teneurs intérieures étaient la concentration extérieure ainsi que la présence de fumeurs et les activités de cuisine. S'agissant du tabagisme l'accroissement était de 27 µg/m³ à 38 µg/m³ à la fois pour les PM_{2.5} et les PM₁₀ alors que pour les activités de cuisine l'augmentation était de 12 à 16 µg/m³ pour les PM₁₀. Les activités de nettoyage et le passage de l'aspirateur semblaient ne pas influencer sur les niveaux.

Dans l'étude THEES (Total Human Environmental Exposure Study) (5), 4 sites extérieurs ont été comparés à 8 sites intérieurs dans une petite agglomération industrielle du New Jersey (Phillipsburg). Sur 14 jours de mesures, les niveaux extérieurs variaient de 12 à 165 µg/m³ pour une moyenne de 48 µg/m³. La teneur moyenne intérieure était de 42 µg/m³ mais les ratios C_{int}/C_{ext} étaient assez variables même en l'absence de fumeurs.

Dans l'étude américaine des six villes (4), des mesurages de PM_{3.5} ont été réalisés dans 10 habitats de chaque ville ; les niveaux moyens intérieurs variaient de 20 à 50 µg/m³ pour des niveaux extérieurs en général plus faibles, de l'ordre de 10 à 45 µg/m³. Cette différence a été majoritairement attribuée au tabagisme dont l'impact a pu être quantifié : un fumeur dans l'habitat accroît les niveaux particuliers de 20 µg/m³ (l'accroissement est de 50 µg/m³ pour plusieurs fumeurs présents). Dans les habitats non fumeurs de Kingstone et Harriman les teneurs intérieures étaient supérieures de 10 µg/m³ aux valeurs extérieures.

A New-York (14), environ 600 mesurages hebdomadaires réalisés dans 400 habitats ont montré pour des habitats sans fumeur des niveaux comparables à ceux de l'extérieur, soit environ 15 µg/m³. Par contre les niveaux atteignaient 60 µg/m³ en présence de fumeurs ; les autres déterminants étaient l'utilisation de poêles à pétrole et/ou d'un chauffage au bois. Les cuisinières à gaz et les humidificateurs n'apportaient pas de contribution notable.

Les études européennes sont en général de moindre ampleur mais apportent des enseignements importants sur plusieurs points. Ainsi Janssen à Amsterdam (7), a réalisé des mesurages de PM₁₀ sur 24 heures dans 36 habitats. Dans chacun d'eux les prélèvements, tous effectués pendant un jour ouvré, ont été répétés de cinq à huit fois en période hivernale avec un intervalle d'une semaine entre deux échantillonnages. Le point de référence extérieur était un site du réseau de surveillance proche des habitats. En moyenne, les concentrations intérieures étaient inférieures à celles de l'extérieur (35 µg/m³ versus 41.5 µg/m³). Le point le

plus original de cette étude est la bonne corrélation dans un même habitat entre teneurs intérieures et extérieures montrant que les variations des teneurs ambiantes se répercutent à l'intérieur des locaux. Comme dans certaines études américaines, les facteurs déterminants ont été le tabagisme et les activités de cuisine alors que les activités d'entretien des locaux n'apportaient pas de contribution notable.

Récemment, en Suisse, dans des bâtiments ventilés naturellement, sans source intérieure identifiée et avec une activité humaine réduite, les mesurages de PM_{10} ont montré des ratios C_{int}/C_{ext} de l'ordre de 0.7 (8).

Enfin, dans une très récente étude à Paris, des mesures dans les bureaux et les habitats de 60 fonctionnaires de la Ville de Paris ont montré des teneurs intérieures moyennes en $PM_{2.5}$ respectivement de $34.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et de $25,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ un peu plus élevées que les valeurs fournies par le site du réseau de surveillance ($17.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Les principaux déterminants des valeurs intérieures étaient la fumée de tabac et la concentration extérieure.

273 Dans les transports.

La contamination particulière au cours des déplacements a été rarement évaluée, sans doute en raison de difficultés pour quantifier les quelques microgrammes collectés par les dispositifs de prélèvement autonomes dont les débits d'aspiration sont limités.

Il faut signaler l'étude de Bevan (16) à Southampton (UK) sur l'exposition des cyclistes aux particules fines mesurées par gravimétrie. Les niveaux d'exposition aux particules inhalables sont en moyenne de $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ avec une étendue importante de valeurs, allant de 13 à $253 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les résultats d'une étude réalisée à Berlin dans l'habitacle automobile et dans le métro ont été récemment publiés (17). Concernant les particules fines (PM_{10}), des teneurs médianes de l'ordre de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ont été mesurées dans les habitacles de voiture alors qu'elles atteignaient $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'intérieur du métro. Cette contamination particulière des espaces ferroviaires souterrains a été également observée à Londres et à Paris.

274 Conclusion

A partir des données publiées, il apparaît que les niveaux intérieurs sont en général assez comparables voire plus faibles que ceux mesurés à l'extérieur sauf dans le cas d'une source endogène notable telle que le tabagisme ou une importante activité culinaire. Le nombre d'études en Europe est encore très insuffisant pour bien cerner les déterminants des teneurs dans les locaux qui ne sont pas tous identifiés. L'influence des systèmes de traitement d'air est encore assez peu étudiée alors que la climatisation équipe aujourd'hui un nombre important d'immeubles de bureaux.

Les données de l'étude EXPOLIS et d'un certain nombre d'études françaises soutenues par le programme PRIMEQUAL-PREDIT et par l'ADEME permettront prochainement de juger si les enseignements des études nord-américaines sont applicables au contexte européen. Par ailleurs, les études concernant la composition chimique des particules dans les locaux, et notamment des plus fines, sont encore trop rares.

275 Références

1. Pellizzari ED, Thomas KW, Clayton CA et al. (1993). Particle Total Exposure Assessment Methodology (PTEAM) : Riverside, California Pilot Study – Volume I. EPA/600/SR-93/050. U.S. EPA, Research Triangle Park,
2. Clayton CA, Perritt RL, Pellizzari ED et al (1993). Particle Total Exposure Assessment Methodology (PTEAM) study : distributions of aerosol and elemental concentrations in personal, indoor, and outdoor air samples in a southern Californian community. *J Expos Anal Environ Epidemiol* ; 3 : 227-250.
3. Sexton K, Spengler JD and Treitman RD (1984). Personal exposure to respirable particles : a case study in Waterbury, Vermont. *Atmos Environ* ; 18 : 1385-1398.
4. Spengler JD, Treitman RD, Tosteson TD, Mage DT and Soczek ML (1985). Personal exposures to respirable particulates and implications for air pollution epidemiology. *Environ Sci Technol* ; 19 : 700-707.
5. Lioy PJ, Waldman JM, Buckley T, Butler J, Pietarinen C (1990). The personal, indoor and outdoor concentrations of PM₁₀ measured in an industrial community during the winter. *Atmos Environ* ; 24B : 57-66.
6. Janssen NAH, Hoek G, Harssema H, Brunekreef B (1997). Childhood exposure to PM₁₀ : relationship between personal, classroom and outdoor concentrations. *Occup Environ Med* ; 54 : 888-894.
7. Janssen NAH, Hoek G, Brunekreef B, Harssema H, Mensink I, Zuidhof A (1998). Personal sampling of particles in adults : relation among personal, indoor and outdoor concentrations. *Am J Epidemiol* ; 147 : 537-547.
8. Carrer P, Alcini D, Cavallo D et al (1997). Daily personal exposure to air pollutants of office workers in Milano. *Proceedings Healthy Buildings/IAQ'97* ; Vol 2 : 249-254. Washington, USA.
9. Jantunen MJ, Hänninen O, Katsouyanni K et al (1998). Air pollution exposure in European cities : the « Expolis » study. *J Expos Anal Environ Epidemiol* ; 8 : 495-518.
10. Monn C, Fuchs A, Högger D et al (1997). Particulate matter less than 10 µm (PM₁₀) and fine particles less than 2.5 µm (PM_{2.5}) : relationships between indoor, outdoor and personal concentrations. *Science Tot Environ* ; 208 : 15-21.
11. Ozkaynak H, Xue J, Spengler J.D, Wallace L, Pellizari E.D, Jenkins P (1996). Personal exposures to airborne particles and metals: results from the particle TEAM study in Riverside CA. *J Expos Anal Environ Epidemiol* ; 6 : 57-78.
12. Thatcher T.L, Layton D.W (1995). Deposition, resuspension and penetration of particles within a residence. *Atmos Environ* ; 29 : 1487-1497.
13. Wallace L. (1996). Indoor particles : a review. *J Air Waste Manage Assoc* ; 6 : 98-126
14. Leaderer BP, Koutrakis P, Briggs SLK, Rizzuto J (1990). Impact of indoor sources on residential aerosol concentrations. *Proceedings of Indoor Air '90* ; Vol 2 : 269-273. Toronto, Canada.
15. Mosqueron L (2000). Evaluation de l'exposition individuelle aux particules fines au sein d'une population parisienne du secteur tertiaire. Diplôme d'Etude Approfondie, UER de Pharmacie Paris V, 22 juin 2000.
16. Bevan MAJ, Proctor CJ, Baker-Rogers J Warren ND (1991). Exposure to carbon monoxide, respirable suspended particulates and volatile organic compounds while commuting by bicycle. *Environ Sci Technol* ; 25 : 788-791.
17. Fromme H., Oddoy A., Piloty M., Krause M., Lahrz T (1998). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and diesel engine emission (elemental carbon) inside a car and a subway train. *Sci Total Environ* ; 217 : 165173

28 Conclusion générale et recommandations.

Ce travail bibliographique a porté sur l'exposition à la pollution atmosphérique à l'intérieur des locaux en se limitant aux polluants dont l'origine est extérieure (dioxyde de soufre - SO₂, ozone - O₃) ou pour lesquels la contribution extérieure est souvent importante comme c'est le cas pour les particules en suspension (PS), le dioxyde d'azote (NO₂), le monoxyde de carbone (CO) et le benzène (C₆H₆). Pour ces aéro-contaminants, c'est donc l'approche "exposition atmosphérique totale" prenant en compte à la fois les pollutions intérieures et extérieures qui est pertinente pour évaluer les risques sur la santé.

Les polluants physico-chimiques dont l'origine est essentiellement intérieure (radon, fibres naturelles et synthétiques, ammoniac et composés organiques volatils dont les aldéhydes) et qui, en conséquence, ne font pas ou très peu l'objet d'une surveillance extérieure, n'ont pas été considérés dans ce travail.

Par référence aux Etats-Unis et aux pays de l'Europe du Nord, les données françaises dans les environnements intérieurs sont encore très fragmentaires. De ce fait, plusieurs questions restent à documenter ou à approfondir :

- (i) Quelle est actuellement en France la distribution des teneurs moyennes en polluants dans les environnements intérieurs (et plus particulièrement dans les habitats) ? Quelles sont les situations qui conduisent aux expositions les plus élevées ?
- (ii) Quelle protection offre le bâtiment vis à vis des polluants extérieurs notamment lors des pics de pollution ? La conception des systèmes de ventilation et de traitement d'air a-t-elle une influence plus importante que le comportement des occupants ?
- (iii) Quels sont, selon les polluants, les principaux déterminants des teneurs intérieures et peut-on quantifier leur contribution ? Dispose-t-on de données suffisantes sur la distribution des taux de renouvellement d'air dans les locaux ? Quelle fiabilité et quel degré de précision peut-on attendre aujourd'hui des démarches de modélisation dans ce domaine ?

S'agissant du point (i), les mesurages effectués par l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur vont apporter dans les cinq prochaines années des données sur plusieurs milliers d'habitats ou de locaux à usage collectif. Le but est à terme de disposer de données statistiquement représentatives du contexte national en considérant l'ensemble des environnements intérieurs afin d'évaluer la responsabilité de chacun d'entre eux à l'exposition totale atmosphérique et de connaître les situations les moins satisfaisantes.

Les travaux d'études à mener en complément de ce programme pourraient répondre à plusieurs objectifs :

- **Développements métrologiques**

Il serait utile d'élargir l'éventail des moyens de mesure disponibles par l'amélioration de l'autonomie et de la portabilité des matériels. Les efforts devraient porter principalement sur la mise au point de capteurs analyseurs moins encombrants et moins bruyants que les

appareils actuels tout en permettant l'acquisition de données sur des durées d'intégration de l'ordre de quelques minutes. Ces développements paraissent utiles pour déterminer les circonstances qui génèrent les épisodes de pointes de pollution dans les locaux et pour apprécier avec précision l'exposition des personnes dans différents environnements fréquentés pendant de courts laps de temps : moyens de transport, parkings souterrains, centres commerciaux, restaurants,.... Ils permettraient aussi d'analyser aisément, dans des situations variées, le transfert des pollutions extérieures à l'intérieur des locaux à tout moment de la journée.

- **Caractérisation des particules en suspension**

La mesure pondérale des particules (PM_{10} ou $PM_{2.5}$) fournit une appréciation globale insuffisante tant pour évaluer leur toxicité que pour identifier les différentes sources intérieures et quantifier leur contribution. Des études sont donc à promouvoir afin d'étudier plus complètement la granulométrie des particules de l'air intérieur et leur composition chimique : éléments minéraux, anions et cations solubles, composés organiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques,....

- **Réactualisation de certains résultats**

En raison de l'évolution rapide des caractéristiques de certains environnements, des travaux méritent d'être périodiquement réactualisés. C'est le cas par exemple des mesurages réalisés à la fin des années 90 en région parisienne qui visaient à hiérarchiser les expositions en fonction des modes de transport. Ces mesurages, qui se justifieraient dans d'autres agglomérations, devront être repris prochainement du fait de diverses évolutions relatives à la composition du parc automobile (proportions respectives des véhicules à essence et de type Diesel), au nombre croissant de véhicules climatisés, à la composition des carburants. Par exemple, il serait pertinent d'évaluer l'impact de la diminution de la teneur en benzène des essences depuis le 1^{er} janvier 2000 sur l'exposition des citoyens au cours de leurs déplacements.

S'agissant des points (ii) et (iii), on peut considérer que les problématiques sont liées. Préalablement à toute tentative de modélisation, la première question qui se pose est de savoir si les données d'entrée sont suffisantes pour que le modèle puisse fournir des résultats fiables. Les bases de la modélisation ont été validées à l'échelle internationale et a priori ne justifient pas pour le moment de travaux supplémentaires. Il est par contre important de bien maîtriser les déterminants qui conditionnent le transfert et le comportement des polluants à l'intérieur des locaux et qui sont relatifs à la ventilation, aux sources d'émission et aux phénomènes de puits :

- Il est acquis que le taux de renouvellement d'air dans un local est un déterminant fondamental des teneurs intérieures en polluants. C'est un paramètre dont la distribution des valeurs mériterait d'être précisée sur un large échantillon de bâtiments, surtout en ventilation naturelle, sachant que les variations des conditions climatiques d'un jour à l'autre sont susceptibles en théorie de faire varier les débits d'air neuf dans une large gamme de valeurs. Par ailleurs, il serait important d'étudier l'influence des pratiques d'aération des résidents et d'évaluer la performance des dispositifs de ventilation mécanique et de traitement de l'air dans les conditions réelles de fonctionnement;

- En terme de sources, pour les polluants tels que NO₂ ou CO, qui sont émis principalement par les appareils de combustion domestique, les taux d'émission devraient être déterminés pour tous les dispositifs commercialisés. A l'instar de ce qui est pratiqué pour les émissions des véhicules automobiles, ce travail devrait porter sur des équipements neufs et sur des échantillons provenant du parc installé fonctionnant dans les conditions réelles d'utilisation. Pour le benzène, les sources intérieures autres que le tabagisme et la présence d'un garage intégré au logement ne sont pas clairement identifiées, ni à plus forte raison quantifiées. Des études sur les émissions de différents matériaux utilisés pour le bâti, l'aménagement et la décoration sont donc à promouvoir afin de quantifier la part de ces sources potentielles. Dans le cas des particules, le problème est complexe car les niveaux de particules sont fortement dépendants de l'activité des occupants. Une attention particulière devrait être accordée aux pratiques culinaires et aux activités de nettoyage et de maintenance, sachant que le tabagisme passif a déjà fait l'objet de nombreux travaux internationaux. En complément, la génération d'aérosols secondaires dus à des interactions entre composés organiques volatils (COV) et ozone devrait donner lieu à des études en atmosphère contrôlée ;
- Concernant les phénomènes de puits, on doit considérer d'une part les interactions en phase gazeuse (par exemple interactions entre COV, NO_x et O₃) et d'autre part les interactions en phase hétérogène sur les surfaces. Ces réactions ont un rôle plus ou moins important selon la nature et le degré de vieillissement des matériaux de construction et de décoration. Il convient d'encourager des études en atmosphère contrôlée visant à la caractérisation des mécanismes d'adsorption-désorption et des cinétiques associées qui doivent tenir compte des conditions thermo-hygrométriques ambiantes. Il serait aussi souhaitable de promouvoir des études portant sur les particules en suspension afin de préciser les facteurs de pénétration des particules extérieures dans l'enveloppe des bâtiments et les cinétiques d'adsorption-désorption au contact des surfaces.

PARTIE 3

ETAT DE L'ART DES CONNAISSANCES EPIDEMIOLOGIQUES SUR LES LIENS ENTRE POLLUTION ATMOSPHERIQUE ET SANTE (1995-2000)

Sylvia Medina (InVS)¹

30 Introduction

Les principaux indicateurs de pollution atmosphérique (PA) urbaine (particules, dioxyde de soufre (SO₂), dioxyde d'azote (NO₂), ozone (O₃), plomb (Pb) font l'objet d'une réglementation internationale. Des seuils de protection sont proposés par l'Organisation Mondiale de la Santé et définis dans des directives de l'Union Européenne qui ont été traduites en droit français. L'élaboration de ces recommandations repose sur l'expertise des résultats de différentes disciplines, dont l'épidémiologie en particulier. En effet, pour étudier les effets sur la santé de la pollution atmosphérique, deux types d'approche sont possibles : les études toxicologiques expérimentales *in vitro* ou *in vivo*, sur animaux ou sur volontaires sains, qui permettent de contrôler précisément les niveaux d'exposition et les études épidémiologiques qui ont l'avantage de se dérouler dans les conditions réelles de l'exposition humaine.

La classification des études épidémiologiques appliquées à la PA peut se faire selon que les données d'exposition et d'effets sur la santé soient recueillies à l'échelon individuel ou de façon agrégée. En ce qui concernent les *données d'exposition*, dans la plupart des études on se base non pas sur l'exposition individuelle, mais sur les niveaux moyens de pollution auxquels la population est exposée dans son ensemble (ces niveaux étant ceux relevés par des stations des réseaux de mesure de qualité de l'air). Dans certains cas, il peut être possible de coupler les mesures de polluants des stations de mesure avec des données d'activités des sujets (comme le pourcentage de temps passé à l'extérieur et dans les transports,...), afin de reconstituer une approximation du niveau d'exposition à l'échelon individuel. Les *données utilisées pour évaluer les effets sur la santé* peuvent être soit individuelles (c'est-à-dire recueillies auprès de chacun des sujets inclus dans l'étude), soit agrégées concernant la population dans son ensemble (statistiques de mortalité, d'hospitalisations, ...).

Les études sur les liens entre PA et santé portent soit sur une exposition à court terme, soit sur une exposition à long terme.

301 Etudes des effets à court terme de la PA

1. Etudes temporelles

Les données d'exposition et les données sanitaires sont agrégées. Le principe des études temporelles est d'étudier au sein d'une population donnée la relation existant dans le temps entre une série temporelle de mesures de polluants et une série temporelle de données de

¹ Ce travail a été en partie effectué dans le cadre de ma thèse. Je remercie Isabelle Momas, Claire Ségala, Alain Le Tertre et Philippe Quénel.

santé. L'unité d'observation est l'unité de temps correspondant au recueil de données (le plus souvent, le jour).

2. Etudes de panel

Un groupe de sujets, le plus souvent un groupe « sensible » de la population (enfants, asthmatiques, personnes âgées,...) est suivi régulièrement pendant une période, généralement de l'ordre de quelques semaines à quelques mois. Au cours de cette période, on évalue à intervalles réguliers (jours le plus souvent), de façon concomitante, l'état de santé des individus et leur niveau d'exposition aux polluants atmosphériques. Et on s'intéresse aux covariations temporelles des niveaux des indicateurs de pollution et de la survenue (voire de la durée) des effets à court terme sur la santé potentiellement associés à ces polluants. Les données concernant l'état de santé des sujets sont recueillies au niveau individuel, chaque sujet notant dans un journal de bord la survenue de symptômes ou de maladies ou l'état de sa fonction ventilatoire mesurée par exemple par le débit de pointe. Les données d'exposition sont le plus souvent agrégées : l'étude est dite semi-écologique.

302 Etudes épidémiologiques des effets à long terme

1. Etudes transversales de comparaison géographiques

Ce sont des études descriptives. Le principe est d'identifier des zones géographiques caractérisées par des niveaux de pollution différents et de comparer soit des indicateurs de santé agrégés mesurés à l'échelon de ces zones, soit des indicateurs mesurés sur des échantillons de population résidant dans ces zones. Ces études permettent de détecter des variations de la fréquence d'un indicateur de santé entre des populations qui diffèrent du point de vue de l'exposition à la PA. L'unité d'observation est donc un groupe de personnes appartenant à une zone géographique définie. L'estimation de l'exposition ainsi que la mesure des indicateurs de santé se font au niveau de cette unité géographique. Les populations doivent être aussi semblables que possible pour ce qui est des facteurs de confusion collectifs (statut socio-économique, structure d'âge, accessibilité aux soins,...), et différentes pour ce qui est des niveaux d'exposition aux polluants atmosphériques, mais la comparabilité des populations est souvent difficile à obtenir : le risque de biais de sélection est important.

2. Etudes de cohorte (semi-écologiques)

Le principe d'une étude de cohorte consiste à suivre, sur une période relativement longue (plusieurs années) des sujets sélectionnés selon leur statut par rapport à l'exposition à une pollution donnée et à comparer l'incidence des événements de santé entre des différents groupes d'exposition. Ces études impliquent de disposer, pour chaque sujet inclus dans l'enquête de données individuelles. Dans les cohortes consacrées à la PA, les sujets vivent dans des villes ayant des niveaux de pollution contrastés, les données sanitaires sont recueillies individuellement, et le niveau moyen de pollution de chaque ville est attribué de façon agrégée aux sujets. Une telle étude peut être prospective : dans ce cas, le statut des sujets par rapport à l'exposition est défini au début de l'étude et les informations relatives à la survenue d'événements de santé sont recueillies au fur et à mesure du déroulement de l'enquête. Quand l'étude est rétrospective, les informations concernant l'exposition antérieure et l'état de santé sont recueillies a posteriori.

3. Etudes cas-témoins

Le principe d'une étude cas-témoins consiste à comparer l'exposition de sujets atteints de la maladie étudiée avec celle de « témoins » indemnes de la maladie. Dans ce type d'étude, les données sanitaires et d'exposition sont recueillies à l'échelon individuel, l'exposition étant recueillie de façon rétrospective.

Entre 1995 et 2000, 154 références bibliographiques ont été répertoriées sur Medline, à partir des mots-clefs « air pollution » « adverse effects » « human » « epidemiological studies », en excluant « radioactive », « indoor », « smoke » or « occupational ».

3 A.1. Effets à court terme de la PA sur la mortalité

3 A.1.1. Etudes temporelles

Mortalité totale non accidentelle

Dans sa très récente revue de littérature, Pope¹ rapporte un accroissement du risque de mortalité à court terme compris entre 0,5 et 1,5% pour une augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des niveaux de PM10 et de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM2,5, sur plus de 60 études conduites dans 35 villes de tous les continents.

Les études menées dans les pays occidentaux confirment les résultats publiés antérieurement. L'étude NMMAPS² effectuée sur 90 villes aux Etats-Unis montre une relation entre un accroissement de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 et une augmentation de 0,5% de la mortalité toutes causes. Schwartz³ étudie les liens entre particules et mortalité dans dix villes américaines et trouve une augmentation de la mortalité quotidienne de 0,67% (0,52-0,81%), en relation avec une augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de particules. Cette association est la même en hiver et en été. Le contrôle des autres indicateurs de pollution ne modifie pas significativement les résultats. Les différences socio-économiques entre villes ne changent pas non plus ces relations. Seul le fait que le décès survienne en dehors de l'hôpital augmente le risque de 0,89% (0,67-1,10%). Levy⁴ réalise une méta-analyse sur 29 publications, principalement américaines et conclut à une augmentation de 0,7% de la mortalité toutes causes pour un accroissement de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM10, avec des effets plus importants dans les zones où le rapport PM2,5/PM10 est plus élevé.

En Europe, la méta-analyse APHEA2 (air pollution and health : a european approach using time-series studies), non encore publiée, sur la mortalité et les particules⁵ a concerné 30 villes européennes. En ne considérant que les niveaux de particules inférieurs à 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, les résultats de l'analyse combinée montrent une augmentation de 0,6% de la mortalité pour une augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM10 ou FN. Les résultats sont comparables à ceux mis en évidence dans APHEA1 lorsque l'analyse est limitée aux niveaux de FN inférieurs à 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$: 0,6% (0,5-0,7%).⁶

La méthodologie développée dans les pays occidentaux s'est étendue à d'autres continents et, pour un même incrément des niveaux de pollution, les résultats sont comparables à ceux observés aux Etats-Unis ou en Europe, mais les niveaux de pollution sont plus élevés.⁷⁻¹¹

Mortalité par cause spécifique

Les auteurs essaient de mieux comprendre les liens entre mortalité et PA et s'intéressent davantage à des causes spécifiques de mortalité. Les effets sur la mortalité respiratoire ou cardio-vasculaire sont plus importants que sur la mortalité totale. En général, les effets sur la mortalité respiratoire sont eux-mêmes plus importants que sur la mortalité cardio-vasculaire. La revue de littérature de Pope¹ rapporte une augmentation de 25% de la mortalité respiratoire et de 11% de la mortalité cardio-vasculaire, pour un accroissement de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{2,5}. Dans l'étude APHEA¹², le risque de mortalité pour cause respiratoire dans les villes d'Europe de l'Ouest augmente respectivement de 4%, 5% et 2% pour des augmentations de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de FN, SO₂ et O₃. Pour la mortalité cardio-vasculaire, le risque croît respectivement de 2%, 4% et 2%.

Mortalité dans des populations spécifiques

Si les personnes âgées constituent un sous-groupe de population sensible aux variations journalières des niveaux de pollution,^{1,13} la mortalité associée à la PA chez les jeunes enfants suscite, depuis peu, l'intérêt de plusieurs chercheurs. A Mexico,¹⁴ un excès de mortalité infantile de 6,9% (2,5-11,3%) est observé pour un accroissement de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des niveaux moyens de particules fines des 3 à 5 jours précédents. Un excès est également rapporté pour NO₂ et O₃, mais moins important. La mort subite du nourrisson est trouvée associée à Taiwan à l'indicateur de visibilité optique (inversement corrélé à la pollution particulaire).¹⁵ Au Brésil,¹⁶ une relation ($\beta=0,0013/\mu\text{g}/\text{m}^3$, $p<0,01$) est notée entre la mortalité intra-utérine et les concentrations de NO₂, tandis que la relation est à la limite de la significativité avec le SO₂ et le CO.

L'influence de facteurs modificateurs tels que le sexe, la catégorie sociale, le statut marital, sur les effets de la pollution sur la mortalité est étudiée par plusieurs auteurs, comme nous le verrons dans la discussion.

3 A.1.2. Etudes cas-témoins croisées

Le protocole des études cas-témoins croisées est actuellement appliqué par différents auteurs à l'étude des liens entre PA et santé, sur des données agrégées. Dans ces études, les expositions des jours correspondant aux décès sont comparées aux expositions avant et après les décès. Globalement, ces études confirment les résultats des études temporelles. Ainsi, une étude cas-témoins croisée¹⁷ appliquée aux données de Philadelphie aboutit aux mêmes résultats que l'étude temporelle initiale. Une augmentation de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PTS est associée à une augmentation de la mortalité toutes causes, OR=1,056 (1,027-1,086). Pour la mortalité cardio-vasculaire, OR=1,063 (1,021-1,107). A Séoul, en Corée,¹⁸ une augmentation de 50 ppb (133,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de SO₂ conduit à une augmentation du risque de décès de 2,3% (1,6-8,4%). Pour un accroissement de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de O₃, RR=1,023 (0,99-1,048). Une augmentation de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PTS conduit à un RR=1,01 (0,988-1,032).

3 A.2. Effets à court terme de la PA sur la morbidité

3 A.2.1. Etudes temporelles

Hospitalisations

L'actualisation de la revue de littérature sur les hospitalisations confirme également les résultats antérieurs. La plupart des études portent sur les admissions pour causes respiratoires ; la méta-analyse de Dockery¹⁹ estime, pour une augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du niveau moyen journalier de PM10, un accroissement entre 0,8 et 3,4% des hospitalisations pour causes respiratoires. Dans le cadre de l'étude NMMAPS,² l'analyse des hospitalisations chez les personnes de 65 ans et plus dans 14 villes des Etats-Unis montre une augmentation de 2,4 % (1,7-3,2%) des hospitalisations pour BPCO et de 1,9% (1,5-2,3%) pour pneumonie, en relation avec une augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10. En Europe, le risque d'admissions hospitalières pour *causes respiratoires* a été évalué dans la méta-analyse du projet APHEA pour des augmentations de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.²⁰ Les principaux résultats sont résumés dans le tableau ci-joint :

Polluant	nombre de villes*	tranches d'âge (années)	RR	IC 95%
SO ₂ (moy 24 h)	5	15-64	1,009	0,992-1,025
	5	65+	1,020	1,005-1,046
FN (moy 24h)	4	15-64	1,028	1,006-1,051
	4	65+	1,020	0,996-1,046
NO ₂ (max 1h)	4	15-64	1,004	0,996-1,011
	4	65+	1,005	0,977-1,033
O ₃ (max 1h)	4	15-64	1,019	1,005-1,033
	4	65+	1,031	1,015-1,047

* selon l'indicateur de pollution : Barcelone, Londres, Lyon, Milan, Paris.

Plus récemment, les admissions pour *causes cardio-vasculaires* ont également fait l'objet d'études.²¹⁻²⁹ Selon les auteurs, les risques sont tantôt attribués aux particules, tantôt aux gaz ou aux deux.

Schwartz²⁷ examine les relations entre la PA et les hospitalisations cardio-vasculaires, chez les personnes âgées, dans huit villes américaines et observe, pour un accroissement de l'interquartile (25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) des PM10, une augmentation de 2,5% (1,8-3,15%) et pour un accroissement de l'interquartile (2 mg/m^3) de CO, une augmentation de 2,8% (1,9-3,7%). Ces associations sont indépendantes des conditions météorologiques et des autres polluants.

Dans le cadre de l'étude NMMAPS, la relation entre PM10 et admissions hospitalières pour causes cardio-vasculaires chez les personnes de 65 ans et plus, est également étudiée par Schwartz et^{2,30} dans 14 villes américaines. Une augmentation de 1,2% (1-1,4%) pour causes cardio-vasculaires est associée à une augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10. Si l'analyse se limite aux jours où les niveaux de PM10 sont inférieurs à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, l'effet augmente de 20% ou plus. L'inclusion de SO₂, O₃ et CO dans le modèle ne modifie pas les estimations. Schwartz, à Tucson²⁶ trouve une relation avec les PM10 et le CO, mais pas avec SO₂, O₃ et NO₂.

Au Canada (Toronto, Ontario), Burnett et al.²³ étudient les effets des niveaux journaliers de différents indicateurs de pollution particulaire (dont les aérosols) et de polluants gazeux (O₃, NO₂, SO₂ et CO) sur les admissions hospitalières pour causes cardiaques (myocardopathies ischémiques, insuffisance cardiaque et altérations du rythme cardiaque).

Les résultats pour O₃ demeurent stables, après ajustement sur les autres indicateurs de pollution. Des augmentations de 13% des hospitalisations pour causes cardiaques sont associées à des accroissements combinés de l'interquartile de O₃ (23 µg/m³), NO₂ (11 µg/m³) et SO₂ (10,7 µg/m³). Par contre, les associations avec CO et particules ne subsistent pas après ajustement sur les polluants gazeux.

Moolgavkar³¹ étudie les liens entre PM₁₀, PM_{2,5}, CO, SO₂, NO₂ et O₃ et les hospitalisations pour causes cardio-vasculaires, dans trois grandes zones des Etats-Unis et trouve également une association plus élevée pour les gaz (à l'exception de O₃).

Morris³² dans sept villes américaines et Burnett et al.,²⁴ dans 10 villes canadiennes, analysent plus particulièrement les liens entre CO et insuffisance cardiaque chez les personnes âgées et rapportent une augmentation du risque de 6,5% (2,8-10,4%) pour une augmentation de 1,2 à 3,5 mg/m³ de CO.

A Sydney, Australie,²⁹ un accroissement de l'ordre de 50 µg/m³ des maxima horaires de NO₂ est associé à une augmentation des hospitalisations pour maladies cardiaques chez les patients âgés de 65 ans et plus : 6,7% (4,2-9,2%).

A Los Angeles,²¹ une étude sur les hospitalisations par saison et sous-groupes selon différentes caractéristiques personnelles montre une relation entre accroissement hivernal de CO (percentile 25 (P25)- percentile 75 (P75), 1,28 et 2,55 mg/m³) et hospitalisations pour causes cardio-vasculaires qui augmentent de 4%. NO₂ et PM₁₀ présentent des associations similaires, mais pas O₃. Un effet cardio-vasculaire plus important est suggéré pour les sujets diabétiques et les personnes de 65 ans et plus.

Schwartz et Morris,²⁸ à Detroit, rapportent une association entre PM₁₀ et admissions pour maladies ischémiques, insuffisances cardiaques aiguës et arythmies. Le CO est lié aux admissions pour insuffisance cardiaque et SO₂ aux admissions pour maladies ischémiques, comme à Los Angeles, aucune relation n'est trouvée avec l'ozone.

Comme le montrent déjà en partie les études sur les hospitalisations pour causes cardio-vasculaires, les auteurs tentent d'analyser de façon plus précise les relations entre la PA et les hospitalisations, en s'intéressant à des sous-groupes de population, sélectionnés en fonction de l'âge (les personnes âgées,^{2,24,29} les enfants,^{29,33,34}), ou du terrain,²¹ ou des catégories diagnostiques plus fines (asthme, BPCO, pneumonie, myocardopathies, insuffisance cardiaque),^{2,24,29,33-37}

En général, les risques sont plus élevés dans ces sous-groupes de population ou de catégories diagnostiques ou en présence d'un terrain morbide, comme l'illustre la récente publication de Zanobetti et al.³⁸ Les auteurs analysent les hospitalisations des personnes âgées à Chicago, Illinois entre 1985 et 1994. Pour une augmentation de 10 µg/m³ de PM₁₀, le risque d'hospitalisations pour causes cardio-vasculaires est de 1,31 (0,97-1,66). Lorsqu'une maladie respiratoire est indiquée en co-morbidité, ce risque passe à 1,65 (1,10-2,20) et en présence d'une infection respiratoire, il est doublé. Une hospitalisation préalable pour altérations de la conduction cardiaque augmente également le risque. Dans les admissions pour BPCO, le risque lié à une augmentation de 10 µg/m³ de PM₁₀ est de 1,89 (0,80-2,99) et pour les pneumonies, il est de 2,34 (1,66-3,02). Les altérations de la conduction cardiaque, l'insuffisance cardiaque et l'asthme en diagnostic associé majorent ces risques.

Consultations aux urgences

Les effets de la PA sur les consultations aux urgences sont étudiés le plus souvent en relation avec O₃, mais également avec PM₁₀, FN, PM_{2,5}, SO₂ et NO₂ et, selon l'indicateur et l'étude, les risques sont calculés pour différents accroissements des niveaux de pollution. En général, les risques sont plus marqués que ceux observés pour les hospitalisations ou la

mortalité. Ces études concernent, dans la plupart des cas, les consultations pour affections respiratoires, et plus particulièrement l'asthme, chez les patients de tous âges ou chez les enfants.

L'augmentation des consultations pour *affections respiratoires* tous âges confondus, varie entre 3% et 21%.³⁹⁻⁴³ Pour *l'asthme* dans l'ensemble des sujets ou chez les adultes, l'augmentation du nombre de consultations s'étend entre 4,5% et 43%, selon les études et l'indicateur de PA considéré.⁴⁴⁻⁴⁷ Les consultations pour causes respiratoires chez les enfants montrent des augmentations entre 3 et 20% pour différents accroissements des niveaux de PA.⁴⁸⁻⁵¹ S'agissant des consultations pour asthme, le nombre de consultations peut augmenter entre 3 et 43%.⁵²⁻⁵⁵ Une seule étude⁴³ analyse les visites aux urgences pour *causes cardiovasculaires*, et c'est pour les polluants gazeux (à l'exception de NO₂), et non particulaires, que les effets sont les plus importants.

Consultations en médecine ambulatoire ou dans des dispensaires

La relation entre PA et consultations de médecins généralistes ou dans des dispensaires a été étudiée notamment pour *l'asthme* et pour *d'autres affections des voies respiratoires inférieures*. A Londres,⁵⁶ en été, le pourcentage d'augmentation des consultations pour asthme chez l'enfant varie entre 9% et 13,2% en relation avec un accroissement du percentile 10 (P10) au percentile 90 (P90) de SO₂ (13,4 à 28,4 µg/m³), de CO (0,46 mg/m³ à 1,16 mg/m³) et de NO₂ (39,7 à 89 µg/m³). Chez les adultes, seulement PM10 (percentile 10 (P10) : 16,3 µg/m³ à (P90) : 46,4 µg/m³) apparaît associé de façon consistante à une augmentation des consultations pour asthme : 9,2% (3,7-15,1%). A Mexico, O₃ et NO₂ sont liés à des augmentations du nombre de consultations pour symptômes des voies respiratoires supérieures pouvant atteindre 19% et 43% respectivement.⁵⁷ Le pourcentage d'augmentation des consultations pour symptômes de voies respiratoires inférieures chez les enfants varie entre 4 et 12% en relation avec PM10 et O₃⁵⁸ et NO₂, CO, SO₂.⁵⁶

3 A.2.2. Etudes individuelles

Etudes de cohorte

Au cours de ces cinq dernières années, une série de cohortes sur les enfants aborde la question de la *prématurité, du faible poids à la naissance ou de la croissance fœtale* en relation avec la PA, notamment en Asie et en Europe de l'Est. Les expositions aux différents indicateurs de pollution au cours de la grossesse (premier ou dernier trimestre) entraînent des augmentations du risque de faible poids à la naissance entre 4 et 10%.^{41,59-61} Très récemment, dans une étude réalisée dans six villes du nord-est américain,⁶² après ajustement sur les principaux facteurs de confusion, seule l'exposition à CO au cours du troisième mois de grossesse, et surtout en hiver, a un effet significatif sur le risque de faible poids à la naissance (OR ajusté= 1,46 (1,15-1,85) par unité en ppm, soit 1,16 mg/m³ d'augmentation de CO ; PM10 et SO₂ n'ont pas montré d'effet.

Une deuxième étude dans 6 villes de la Californie du sud⁶³ a évalué le risque de prématurité dans une cohorte de 97 518 naissances entre 1989 et 1993. L'augmentation du RR de naissances prématurées pour une augmentation de 50 µg/m³ des PM10 (moyenne des six semaines précédant la naissance) est de 20% (9-33%) ; elle est de 16% (6-26%) quand la moyenne de PM10 est calculée sur le premier mois de grossesse. Des risques sont également observés avec CO, mais dans les régions de l'intérieur seulement et de façon moins constante.

Etudes de panel

La revue de littérature de Pope¹ sur plus de 40 publications relatives aux *symptômes et à la fonction pulmonaire*, rapporte des associations faibles et souvent non significatives entre pollution particulaire et symptômes des voies respiratoires supérieures (SVRS). Ces associations sont plus fortes et statistiquement significatives pour les symptômes des voies respiratoires inférieures (SVRI) et la toux. Une augmentation des crises d'asthme chez des sujets asthmatiques est également signalée en relation avec la PA. Les études sur la fonction ventilatoire chez les enfants et les adultes rapportent une réduction faible mais souvent statistiquement significative en relation avec les particules. Pour une augmentation de 5 µg/m³ de PM_{2,5}, le pourcentage d'augmentation du risque est de l'ordre de 3% pour les SVRI et les crises d'asthme, il est de l'ordre de 1,5% pour la toux, et inférieur à 1% pour les SVRS, le Volume expiratoire maximal par seconde (VEMS) et le débit expiratoire de pointe (DEP). Dans la revue de littérature de Desqueyroux,⁶⁴ sur 31 études de panels publiées entre 1987 et 1998, les performances ventilatoires sont affectées par tous les indicateurs de pollution. Les symptômes respiratoires les plus souvent mis en relation avec la pollution sont les symptômes des voies respiratoires inférieures et la toux, plus particulièrement avec PM₁₀ et O₃. Le plus souvent, ces études sont conduites chez des asthmatiques ou des patients présentant des symptômes ou autres affections chroniques. Deux études de panel menées à Paris chez des patients asthmatiques suivis en milieu hospitalier, montrent l'existence d'un lien à court terme entre des niveaux moyens de pollution hivernale et l'apparition et la durée des symptômes et une diminution de la fonction ventilatoire, tant chez l'adulte⁶³ comme chez l'enfant⁶⁴. Après prise en compte de l'âge, du sexe, du tabagisme et de la sévérité de l'asthme, une augmentation de 50µg/m³ de SO₂, s'accompagne d'une augmentation de l'ordre de 30% des crises d'asthme, et de 35 à 70% des sifflements, de toux nocturne et de gêne respiratoire. La réduction de la fonction ventilatoire est comprise entre 2 et 8%. Des études chez des sujets non asthmatiques,⁶⁵⁻⁶⁸ confirment les effets respiratoires des expositions à court terme, mais la sensibilité de ces sujets est inférieure à celle des patients symptomatiques.⁶⁹⁻⁷⁰

3 B.1. Effets à long terme de la PA sur la mortalité

3 B.1.1. Etudes transversales de comparaisons géographiques

Historiquement, des études transversales en population générale ont comparé des taux annuels de mortalité et de pollution entre grandes zones urbaines des Etats-Unis.⁷¹⁻⁷⁷ Ces études concluaient à une relation entre PA et mortalité surtout avec les particules fines et les sulfates, mais leur intérêt demeure limité notamment par l'absence de contrôle des facteurs de confusion individuels tels que le tabagisme.

3 B.1.2. Etudes de cohorte chez les adultes

Trois études de cohorte, l'étude « Harvard Six-Cities » sur 8000 adultes suivis pendant 14 et 16 ans dans six villes américaines,⁷⁸ celle de l'American Cancer Society (ACS) sur plus de 500 000 adultes de 151 zones aux Etats Unis suivis durant 7 années,⁷⁹ et l'étude AHSMOG⁸⁰ portant sur plus de 6000 adultes non fumeurs en Californie suivis pendant 15

ans, rapportent un lien significatif entre exposition aux particules et augmentation du risque de mortalité à long terme. Les comparaisons des niveaux d'exposition dans les études à long terme se basent sur une reconstruction de l'exposition moyenne sur plusieurs années ou une vie entière, et c'est le différentiel moyen entre zones contrastées par leurs niveaux moyens de pollution, souvent représenté par la valeur de l'interquartile, qui est repris pour exprimer le pourcentage de changement du risque de mortalité. Ainsi, pour un différentiel moyen de PM_{2,5} de 18,6 µg/m³ dans la première, et de 24,5 µg/m³ dans la deuxième, le RR de mortalité totale est de 1,26 (1,08-1,47) et de 1,17 (1,09-1,26) respectivement. Dans l'étude AHSMOG, un différentiel de 24,1 µg/m³ des niveaux de PM₁₀ entraîne un RR de mortalité de 1,11 (0,98-1,26) chez les hommes, 0,94 (0,84-1,04) chez les femmes. Lorsque l'analyse porte sur les causes spécifiques de mortalité, les risques plus importants observés pour la mortalité cardio-respiratoire RR= 1,35 (1,10-1,66) sont surtout dus à la mortalité cardiovasculaire RR=1,41 (1,13-1,76), le risque de mortalité par cancer du poumon est de 1,31 (0,76-2,25), tandis que celui associé à la mortalité respiratoire seule est de 0,93 (0,51-1,71). Les deux premières études viennent d'être réanalysées et validées par un panel d'experts constitué par le Health Effect Institute (HEI)⁸¹, différentes analyses de sensibilité n'ont pas modifié les relations entre particules et sulfates et la mortalité à long terme. Aucune association n'est trouvée vis-à-vis de NO₂, O₃ et CO. Par contre, l'inclusion de SO₂ diminue le risque de mortalité lié aux particules et sulfates.

Suite aux études de cohorte américaines, une nouvelle étude de cohorte⁸² a été réalisée aux Pays-Bas, sur 5000 sujets suivis pendant 10 ans. Une association est trouvée entre la PA liée au trafic automobile et la mortalité toutes causes. Le risque de décès est plus important pour la variable « habiter près d'une grande voie de circulation » que pour l'exposition urbaine et rurale de fond. Le RR de décéder pour une cause cardio-respiratoire est plus élevé que pour la mortalité toutes causes. Les risques relatifs liés au fait d'habiter près d'une grande voie de circulation, sont respectivement pour ces deux catégories de 1,95 (1,09-3,52) et 1,41 (0,94-2,12). Les décès non-respiratoires, non cardio-vasculaires, n'ont montré aucune association avec la PA.

3 B.1.3. Etude de la mortalité infantile

Une étude sur la mortalité et portant sur une cohorte d'environ 4 millions d'enfants nés entre 1989 et 1991 dans 86 zones aux Etats Unis,⁸³ a mis en évidence un effet des PM₁₀ sur la mortalité post-néonatale. Les enfants ont été classés en trois classes d'exposition selon les tertiles de PM₁₀. L'odds ratio pour la mortalité totale entre les fortement (40 à 68,8 µg/m³) versus les plus faiblement (11,9 à 28 µg/m³) exposés est de 1,10 (IC 95% : 1,04-1,16) ; chez les enfants avec un poids normal à la naissance, une forte exposition aux PM₁₀ (40 à 68,8 µg/m³) est associée à la mortalité pour causes respiratoires [OR=1,40, IC 95% : 1,05-1,85] et à la mort subite du nourrisson [OR=1,26, IC 95% : 1,14-1,39]. Chez les enfants avec un faible poids de naissance, la relation des PM₁₀ avec les décès pour causes respiratoires est positive mais non significative OR=1,18 (0,86-1,61).

Récemment, une étude cas-témoins en République Tchèque sur la mortalité infantile et la pollution⁸⁴ entre 1989 et 1991, montre un effet d'une augmentation de 50 µg/m³ des particules, de SO₂ et de NO_x sur la mortalité respiratoire post-néonatale, les RRs, indépendamment d'autres facteurs de risque (catégorie socio-professionnelle, poids de naissance) sont respectivement : 1,95 (1,09-3,5), 1,74 (1,01-2,98), et 1,66 (0,98-2,81).

3 B.2. Effets à long terme de la PA sur la morbidité

Toujours dans la revue de Pope,¹ des associations significatives sont rapportées entre une exposition à long terme à la pollution particulaire et la prévalence ou l'incidence de divers *sympômes et maladies respiratoires*, ainsi qu'une faible diminution de la *fonction pulmonaire* dont la signification clinique est incertaine. De même que pour la mortalité, les risques associés sont plus importants que ceux observés à court terme. Pour un différentiel de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{2,5}, une faible diminution de la fonction pulmonaire, légèrement supérieure à 1%, est observée chez l'enfant ; chez les adultes, toujours faible, elle varie entre 1,5 et 3,5% ; l'augmentation de la prévalence de bronchite est de l'ordre de 7%. Une revue de littérature de Katsouyanni et Pershagen⁸⁵ rapporte une plus forte *incidence de cancer du poumon* dans les zones urbaines par comparaison aux zones rurales, et sur la base de treize études cas-témoins et de neuf études de cohorte avec un contrôle adéquat des facteurs de confusion individuels, le risque de cancer du poumon, lié à la pollution urbaine, est de l'ordre de 1,5. Une sensibilisation aux allergènes par la PA commence à être observée.

3 B.2.1. Etudes transversales de comparaison géographiques

Dans les études transversales, l'exposition des populations vivant dans différentes zones d'étude est caractérisée par le niveau moyen annuel ou mensuel des indicateurs de pollution. L'étude transversale de SAPALDIA^{86,87} indique, pour une différence de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM₁₀ entre les zones plus et moins polluées, une augmentation de 41% (20-65%) de la fréquence de dyspnée chez les adultes, et de 31% (10-55%) de celle de la bronchite chronique. Le VEMS et la capacité vitale forcée (CVF) sont également diminués dans les régions plus polluées, -1,1% et -3,1% respectivement pour des différences du taux annuel de PM₁₀ de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les résultats concernant les relations entre l'exposition à NO₂ et la fonction pulmonaire des adultes dans chacune des huit zones d'étude⁸⁸ montrent qu'une augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des niveaux de NO₂, mesurés par capteur fixe à l'extérieur du lieu de résidence, est liée à une faible diminution de la CVF de -0,59% (0,01 -1,19). Lorsque la mesure de NO₂ est individuelle, cette diminution est de -0,74% (-0,07 -1,41%). Les résultats dans chacune des zones sont inférieurs à ceux des comparaisons entre zones. Une dernière publication de l'étude SAPALDIA⁸⁹ décrit une sensibilisation aux pollens, chez les adultes vivant depuis au moins dix ans près de voies de circulation, OR= 2,83 (1,26-6,31).

En Allemagne, une étude⁹⁰ montrait des prévalences d'affections allergiques plus élevées en Allemagne de l'Ouest qu'en Allemagne de l'Est, alors que les niveaux de pollution atmosphérique étaient inférieurs à l'Ouest avant la réunification. Une nouvelle étude,⁹¹ réalisée à l'Est entre 1990 et 1996, signale que le rhume des foins et l'atopie ont augmenté, alors que les concentrations annuelles de polluants sont passées de 103 à 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour SO₂, de 77 à 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les particules et de 33 à 48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour NO₂, ce qui conduit à penser que plus que les niveaux de pollution, la nature de la pollution et les interactions avec les allergènes pourraient être à l'origine de ces effets.

L'étude transversale SCARPOL chez les enfants vivant dans 10 zones suisses différentes,⁹² montre une relation entre les concentrations ambiantes de PM₁₀, SO₂ et NO₂ et la fréquence de toux chronique, toux sèche nocturne et bronchites. Le risque le plus important est observé en relation avec les PM₁₀. Les OR entre zones plus (33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et moins polluée (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sont respectivement de 3,07 (1,62-5,81), 2,88 (1,69-4,89) et 2,17 (1,21-4,89). Aucune relation n'est décrite avec les symptômes allergiques et asthmatiques.

3 B.2.2. Etudes de cohorte

Adultes. Dans la cohorte AHSMOG, l'exposition à long terme à des niveaux moyens de O₃ 8 heures sur vingt ans a un effet sur *l'incidence de l'asthme* chez les hommes, mais pas chez les femmes.⁹³ Une augmentation de 54 µg/m³, correspondant à la valeur de l'interquartile, est associée à un RR de 2,09 (1,03-4,16) de développer l'asthme chez l'homme. Le tabagisme chez l'homme, le nombre d'années passées au travail avec un fumeur et l'historique de pneumonie ou bronchite dans l'enfance sont significativement associés au développement de l'asthme. L'inclusion d'autres indicateurs de pollution (PM10, SO₄, NO₂ et SO₂) dans les modèles n'affecte pas les résultats. Une deuxième étude sur *l'incidence de cancer du poumon*,⁹⁴ montre que la fréquence de dépassement du seuil d'O₃ (200 µg/m³) est associée à un RR de 3,56 (1,35-9,42) de développer un cancer du poumon chez l'homme pour une augmentation de 556 heures par an (valeur de l'interquartile de la distribution des dépassements). L'exposition à PM10 et à SO₂ montre également une augmentation du risque mais, cette fois, chez l'homme et chez la femme. L'étude longitudinale de SAPALDIA⁸⁷ a permis de montrer que les périodes sans symptômes bronchiques étaient raccourcies lorsque les niveaux de pollution augmentaient.

Enfants. Une étude débutée en 1993 en Californie du Sud⁹⁵ auprès de 3000 enfants et qui se poursuit jusqu'en 2003, note, sur une période de 4 ans, que le *développement des poumons des enfants* vivant en zones plus polluées est inférieur à celui des enfants vivant dans des régions moins polluées. Le VEMS et le MMEF (une mesure du débit distal), sont respectivement de 3,4% et de 5,0%. Ces effets sont surtout attribués à NO₂, aux particules très fines et aux aérosols acides, mais pas à O₃. A Mexico,⁹⁶ une étude sur le développement pulmonaire chez des enfants exposés chroniquement à la PA, rapporte que le VEMS est diminué dans les zones plus polluées, davantage chez les garçons, et que l'effet est plus marqué en relation avec l'ozone. Au Japon,⁹⁷ les effets de NO₂ sur les symptômes respiratoires des enfants ont été étudiés sur trois ans, dans une cohorte de 842 enfants habitant dans sept zones différentes du pays. L'incidence d'asthme est plus élevée chez les enfants vivant dans les zones où les concentrations ambiantes de NO₂ sont plus élevées. Une augmentation de 19,1 µg/m³ de NO₂ est associée à un accroissement de l'incidence de sifflement et d'asthme, OR=1,76 (1,04-3,23) et 2,10 (1,10-4,75) respectivement.

3 C. Conclusion

Au total, dans les études analysées, les auteurs s'intéressent toujours autant à la pollution particulaire sous diverses formes (PTS, PM10, FN), mais l'indicateur PM_{2,5} est davantage étudié, notamment aux Etats-Unis ;¹ le rôle des aérosols acides et sulfatés (SO₄ et H+) est mieux connu⁹⁸ et l'effet concomitant des polluants gazeux (SO₂, NO₂, O₃ et de plus en plus, du CO) est pris en compte. Si jusqu'à aujourd'hui, le rôle des particules a souvent été mis en avant, indépendamment des autres indicateurs de pollution, surtout aux Etats-Unis,^{1,3,19,99-101} l'effet propre de SO₂, NO₂, O₃ et CO est de plus en plus signalé.^{2,4,6,8,9,11,16,102-109}

Cette actualisation de la revue de littérature et le très récent travail de Lipfert, Morris et Wyzga¹¹⁰ ainsi que les ré-analyses du HEI sur les effets à court et long terme sur la santé de la pollution particulaire,^{2,81} confirment le besoin d'adopter une approche globale du phénomène complexe qu'est la PA ; nous considérons les polluants atmosphériques plutôt comme des *indicateurs* de cette pollution. Les études les plus récentes et les ré-analyses que nous avons

revues confirment les effets d'une exposition à court et long terme à la PA. Les nouveautés concernent notamment, les effets au niveau cardio-vasculaire et chez les jeunes enfants, la prise en compte de facteurs modificateurs tels que l'âge, le sexe, la catégorie socio-professionnelle et le terrain. Davantage de résultats concernent les effets à long terme de la PA sur la mortalité (moins sur la morbidité), ainsi que le possible rôle de la PA dans la sensibilisation aux allergènes. Cependant, les questions méthodologiques concernant la mesure de l'exposition et des effets sur la santé se posent toujours ; elles sont traitées dans la discussion qui suit.

3 D. Références bibliographiques

1. Pope CA 3rd. Epidemiology of fine particulate air pollution and human health : biologic mechanisms and Who's at risks ? *Environmental Health Perspectives* 2000 ; 108 (suppl.4) :713-723.
2. Samet JM, Zeger SL, Dominici F, Currier I, Coursac I, Dockery DW., Schwartz J, Zanobetti A. The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. Part II: Morbidity, mortality, and air pollution in the United States. *Health Effects Institute* 2000 ; Number 94, part II : 84 pages.
3. Schwartz J. Assessing confounding, effect modification, and thresholds in the association between ambient particles and daily deaths. *Environ Health Perspect.* 2000 Jun;108(6):563-8.
4. Levy JI, Hammit JK, Spengler JD. Estimating the mortality impacts of particulate matter : what can be learned from between-study variability ? *Environmental Health Perspectives* 2000 ; 108 (2) : 109-117.
5. Katsouyanni K, Touloumi G., Samoli E., Gryparis A., Le Tertre A., Monopoli Y. et al. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. Submitted.
6. Samoli E., Schwartz J., Wojtyniak B., Touloumi G., Spix C., Balducci F., Medina S., Rossi G., Sunyer J., Bacharova L., Anderson HR., Katsouyanni K. Investigating regional differences in short-term effects of air pollution on daily mortality in the APHEA project: a sensitivity analysis for controlling long term trends and seasonality. Submitted.
7. Saldiva P, Pope C, Schwartz J, Dockery D, Lichtenfels A, Salge J, et al. Air pollution and mortality in elderly people: a time-series study in Sao Paulo, Brazil. *Arch Environ Health* 1995;50:159-63.
8. Borja-Aburto V, Loomis D, Bangdiwala S, Shy C, Rascon Pacheco R. Ozone, suspended particulates, and daily mortality in Mexico City. *Am J Epidemiol* 1997;145:258-68.
9. Morgan G, Corbett S, Wlodarczyk J, Lewis P. Air pollution and daily mortality in Sydney, Australia, 1989 through 1993. *Am J Public Health* 1998 May;88(5):759-64.
10. Xu Z, Yu D, Jing L, Xu X. Air pollution and daily mortality in Shenyang, China. *Arch Environ Health.* 2000 Mar-Apr;55(2):115-20.
11. Jong-Tae L., Ho Lim., Yun-Chul Hong, Ho-Jang Kwon. Air pollution and daily mortality in seven major cities of Korea (Abstract 198) in: Proceedings of the Twelfth Conference of the International Society for Environmental Epidemiology August 19-23, 2000, Buffalo, New York, USA.
12. Zmirou D, Schwartz J, Saez M, Zanobetti A, Wojtyniak B, Touloumi G, Spix C, Ponce de Leon A, et al. Time-series analysis of air pollution and cause-specific mortality. *Epidemiol.* 1998;9:495-503.
13. Tellez-Rojo MM, Romieu I, Ruiz-Velasco S, Lezana MA, Hernandez-Avila MM. Daily respiratory mortality and PM10 pollution in Mexico City: importance of considering place of death. *Eur Respir J* 2000 Sep;16(3):391-6.
14. Loomis D, Castillejos M, Gold DR, McDonnell W, Borja-Aburto VH. Air pollution and infant mortality in Mexico City. *Epidemiology* 1999 Mar;10(2):118-23.
15. Knobel H, Chen C, Liang K. Sudden infant death syndrome in relation to weather and optometrically measured air pollution in Taiwan. *Pediatrics* 1995;96:1106-10.
16. Pereira L, Loomis D, Conceicao G, Braga A, Arcas R, Kiski H, Böhm G, Saldiva P. Association between air pollution and intrauterine mortality in Sao Paulo, Brazil. *Environ Health Perspect* 1998;106:325-9.
17. Neas LM, Schwartz J, Dockery D. A case-crossover analysis of air pollution and mortality in Philadelphia. *Environ Health Perspect* 1999 ;107:629-631.
18. Lee J-T, Schwartz J. Reanalysis of the effects of air pollution on daily mortality in Seoul, Korea : a case-crossover design. *Environ Health Perspect* 1999 ;107 :633-636.
19. Dockery DW, Pope CA III. Acute respiratory effects of particulate air pollution. *Annu. Rev. Pub. Health* 1994; 15 : 107-132
20. Spix C, Wichmann H. Daily mortality and air pollutants: findings from Köln, Germany. *J Epidemiol Community Health* 1996;50 (Suppl 1):s52-8.

21. Linn WS, Szlachcic Y, Gong H Jr, Kinney PL, Berhane KT. Air pollution and daily hospital admissions in metropolitan Los Angeles. *Environ Health Perspect*. 2000 May;108(5):427-34.
22. Burnett RT, Dales R, Krewski D, Vincent R, Dann T, Brook JR. Association between ambient particulate sulfate and admission to Ontario hospitals for cardiac and respiratory diseases. *American Journal Epidemiology* 1995; 142 : 15-22
23. Burnett RT, Cakmak S, Brook JR, Krewski D. The role of particulate size and chemistry in the association between summertime ambient air pollution and hospitalization for cardiorespiratory diseases. *Environ Health Perspect* 1997 Jun;105(6):614-20.
24. Burnett RT, Dales RE, Brook JR, Raizenne ME, Krewski D. Association between ambient carbon monoxide levels and hospitalizations for congestive heart failure in the elderly in 10 Canadian cities. *Epidemiology* 1997 Mar;8(2):162-7.
25. Burnett RT, Smith-Doiron M, Stieb D, Cakmak S., Brook JR. Effects of particulate and gaseous air pollution on cardiorespiratory hospitalizations. *Arch Environ Health* 1999;54(2):130-9.
26. Schwartz J. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Tucson. *Epidemiology* 1997;8:371-377.
27. Schwartz J. Air pollution and hospital admissions for heart disease in eight US cities, *Epidemiology*. 1999;10:17-22.
28. Schwartz J, Morris R. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan. *Am J Epidemiol* 1995;142:22-35.
29. Morgan G, Corbett S, Wlodarczyk J Air pollution and hospital admissions in Sydney, Australia, 1990 to 1994. *Am J Public Health* 1998 Dec;88(12):1761-6
30. Schwartz J., Zanobetti A., Dockery D. Airborne particles and hospital admissions for heart and lung disease in 14 US cities (Abstract 198) in: Proceedings of the Twelfth Conference of the International Society for Environmental Epidemiology August 19-23, 2000, Buffalo, New York, USA.
31. Moolgavkar SH. Air pollution and hospital admissions for diseases of the circulatory system in three U.S. metropolitan areas. *J Air Waste Manag Assoc*. 2000 Jul;50(7):1199-206.
32. Morris RD., Naumova EN., Munasinghe RL. Ambient air pollution and hospitalization for congestive heart failure among elderly people in seven large U.S. cities. *Am J Publ Health* 1995;85:1361-65.
33. Gouveia N, Fletcher T. Respiratory diseases in children and outdoor air pollution in Sao Paulo, Brazil: a time series analysis. *Occup Environ Med*. 2000 Jul;57(7):477-83.
34. Braga A., Saldiva PHN, Pereira LAA, Conceicao GMS, Lin CA., Menezes JJC., Schwartz J., Zanobetti A., Dockery DW. Analysis of the air pollution health effects according to different children and adolescent age groups in Sao Paolo, Brazil (Abstract 289) in: Proceedings of the Twelfth Conference of the International Society for Environmental Epidemiology August 19-23, 2000, Buffalo, New York, USA.
35. Sheppard L., Levy D., Norris G., Larson TV., Koenig JQ. Effects of ambient air pollution on non elderly asthma hospital admissions Seattle, Washington, 1987-1994. *Epidemiology* 1999;10(1):23-30.
36. Anderson HR, Spix C, Medina S. Air pollution and daily admissions for chronic obstructive pulmonary disease in 6 European cities : results from the APHEA project. *Eur Respir J* 1997 ;10 :1064-71.
37. Sunyer J., Spix C., Quénel P., Ponce de Leon A., Ponka A., Barumandzadeh T., Touloumi G., Backarova L., Wojtyniak B., Vonk J. Urban air pollution and emergency admissions for asthma in four European cities: the APHEA project. *Thorax* 1997;52:760-65.
38. Zanobetti A, Schwartz J, Gold D. Are there sensitive subgroups for the effects of airborne particles? *Environ Health Perspect*. 2000 Sep;108(9):841-5.
39. Delfino RJ, Murphy-Moulton AM, Burnett RT, Brook JR, Becklake MR. Effects of air pollution on emergency room visits for respiratory illnesses in Montreal, Quebec. *Am J Respir Crit Care Med* 1997 Feb;155(2):568-76.
40. Xu X, Li B, Huang H. Air pollution and unscheduled hospital outpatient and emergency room visits. *Environ Health Perspect* 1995 Mar;103(3):286-9.
41. Xu X, Dockery DW, Christiani DC, Li B, Huang H Association of air pollution with hospital outpatient visits in Beijing. *Arch Environ Health* 1995 May-Jun;50(3):214-20
42. Atkinson RW, Anderson HR, Strachan DP, Bland JM, Bremner SA, Ponce de Leon A. Short-term associations between outdoor air pollution and visits to accident and emergency departments in London for respiratory complaints. *Eur Respir J* 1999 Feb;13(2):257-65.
43. Stieb DM, Beveridge RC, Brook JR, Smith-Doiron M, Burnett RT, Dales RE, Beaulieu S, Judek S, Mamedov A. Air pollution, aeroallergens and cardiorespiratory emergency department visits in Saint John, Canada. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2000 Sep-Oct;10(5):461-77.
44. Castellsague J, Sunyer J, Saez M, Anto JM. Short-term association between air pollution and emergency room visits for asthma in Barcelona. *Thorax* 1995 Oct;50(10):1051-6.
45. Tenias JM, Ballester F, Rivera ML. Association between hospital emergency visits for asthma and air pollution in Valencia, Spain. *Occup Environ Med* 1998 Aug;55(8):541-7.

46. Lipsett M, Hurley S, Ostro B. Air pollution and emergency room visits for asthma in Santa Clara County, California. *Environ Health Perspect* 1997 Feb;105(2):216-22.
47. Stieb DM, Burnett RT, Beveridge RC, Brook JR. Association between ozone and asthma emergency department visits in Saint John, New Brunswick, Canada. *Environ Health Perspect* 1996 Dec;104(12):1354-60.
48. Ilabaca M, Olaeta I, Campos E, Villaire J, Tellez-Rojo MM, Romieu I. Association between levels of fine particulate and emergency visits for pneumonia and other respiratory illnesses among children in Santiago, Chile. *J Air Waste Manag Assoc* 1999 Sep;49(9 Spec No):154-63.
49. Lin CA, Martins MA, Farhat SC, Pope CA 3rd, Conceicao GM, Anastacio VM, Hatanaka M, Andrade WC, Hamaue WR, Bohm GM, Saldiva PH. Air pollution and respiratory illness of children in Sao Paulo, Brazil. *Paediatr Perinat Epidemiol* 1999 Oct;13(4):475-88.
50. Tolbert PE, Mulholland JA, MacIntosh DL, Xu F, Daniels D, Devine OJ, Carlin BP, Klein M, Dorley J, Butler AJ, Nordenberg DF, Frumkin H, Ryan PB, White MC. Air quality and pediatric emergency room visits for asthma in Atlanta, Georgia, USA. *Am J Epidemiol* 2000 Apr 15;151(8):798-810
51. Norris G, YoungPong SN, Koenig JQ, Larson TV, Sheppard L, Stout JW. An association between fine particles and asthma emergency department visits for children in Seattle. *Environ Health Perspect* 1999 Jun;107(6):489-93
52. Romieu I, Meneses F, Sienra-Monge JJ, Huerta J, Ruiz Velasco S, White MC, Etzel RA, Hernandez-Avila M. Effects of urban air pollutants on emergency visits for childhood asthma in Mexico City. *Am J Epidemiol* 1995 Mar 15;141(6):546-53.
53. Chew FT, Goh DY, Ooi BC, Saharom R, Hui JK, Lee BW. Association of ambient air-pollution levels with acute asthma exacerbation among children in Singapore. *Allergy* 1999 Apr;54(4):320-9
54. Hajat S, Haines A, Goubet SA, Atkinson RW, Anderson HR. Association of air pollution with daily GP consultations for asthma and other lower respiratory conditions in London. *Thorax* 1999 Jul;54(7):597-605.
55. Hernandez-Garduno E, Perez-Neria J, Paccagnella AM, Pina-Garcia M, Munguia-Castro M, Catalan-Vazquez M, Rojas-Ramos M. Air pollution and respiratory health in Mexico City. *J Occup Environ Med* 1997 Apr;39(4):299-307.
56. Ostro BD, Eskeland GS, Sanchez JM, Feyzioglu T. Air pollution and health effects: A study of medical visits among children in Santiago, Chile. *Environ Health Perspect* 1999 Jan;107(1):69-73.
57. Eun-hee Ha, Hong Y, Lee B., Woo B., Schwartz J., Christiani D. Air pollution and low birth weight in Séoul. (Abstract 188) in: Proceedings of the Twelfth Conference of the International Society for Environmental Epidemiology August 19-23, 2000, Buffalo, New York, USA.
58. Bobak M, Leon DA. Pregnancy outcomes and outdoor air pollution: an ecological study in districts of the Czech Republic 1986-8. *Occup Environ Med* 1999 Aug;56(8):539-43.
59. Wang X, Ding H, Ryan L, Xu X Association between air pollution and low birth weight: a community-based study. *Environ Health Perspect* 1997 May;105(5):514-20
60. Maisonet M., Bush T., Jaakola J. Air pollution and low birth weight (Abstract 441) in: Proceedings of the Twelfth Conference of the International Society for Environmental Epidemiology August 19-23, 2000, Buffalo, New York, USA.
61. Ritz B, Yu F, Chapa G, Fruin S. Effect of air pollution on preterm birth among children born in Southern California between 1989 and 1993. *Epidemiology* 2000;11(5):502-11.
62. Desqueyroux H, Momas I. Pollution atmosphérique et santé: une synthèse des études longitudinales de panel publiées de 1987-1998. *Rev Epidem Santé Pub* 1999 ;47 :361-375.
63. Neukirch F, Ségala C, Le Moullec Y, Korobaeff M, Aubier M. Short term effect of air pollution on respiratory health of asthmatic adults. *Arch Environ Health* 1998;53:320-328
64. Ségala C., Faurox B., Just J. Short term effect of winter air pollution on respiratory health of asthmatic children in Paris. *Am J Respir Crit Care Med* 1997;155:2105-08.
65. Kinney PL, Ware JH, Spengler JD, Dockery DW, Speizer FE, Ferris BG. Short-term pulmonary function change in association with ozone levels. *American Review of Respiratory Disease* 1989 ; 139 : 56-61.
66. Ponka A. Absenteeism and respiratory disease among children and adults in Helsinki in relation to low-level air pollution and temperature. *Environ Res* 1990 ; 52 : 34-46.
67. Schwartz, J. "Nonparametric smoothing in the analysis of air pollution and respiratory illness", *Can. J. Stat.* 1994, 22, 471-487
68. Ostro, B. "The association of air pollution and mortality : examining the case for inference", *Arch. Environ. Health* 1993, 48, 336-342 .
69. Boezen M, Schouten J, Rijcken B et al. Peak expiratory flow variability, bronchial responsiveness and susceptibility to ambient air pollution in adults. *Am J Respir Crit Care Med* 1998;158:1848-1854
70. Van der Zee SC, Boezan MH, Shouten JP, van Wijnen JH, Brunekreef B. Acute effects of air pollution on respiratory health of 50-70 yr old adults; *Eur Respir J* 2000;15:700-9

71. Archer VE, Air pollution and fatal lung disease in three Utah counties. *Arch Environ Health* 1990 ;45 :325-34.
72. Evans JS, Tosteson T, Kinney PL. Cross-sectional mortality studies and air pollution risk assessment . *Environ Int* 1984 ; 10 :55-83.
73. Lave LB, Seskin EP. Air pollution and human health. *Science* 1970 ;169 :723-33.
74. Lipfert FW. Air pollution and mortality : specification searches using SMSA-based data. *J Environ Econ Manage* 1984 ;11 :208-43.
75. Lipfert FW, Malone RG, Daum ML, Mendell NR, Yang CC. A statistical study of the macroepidemiology of air pollution and total mortality. Rep no BNL 52112. Upton, NY : Brookhaven National Laboratory, 1988.
76. Mendelsohn R, Orcutt G. An empirical analysis of air pollution dose-response curves. *J Environ Econ Manage* 1979 ;6 :85-106.
77. Ozkaynak H, Thurston GD. Associations between 1980US mortality rates and alternate measures of airborne particle concentrations. *Risk Anal* 1987 ; 7 :449-61.
78. Dockery D, Pope A, Xu X, et al. An association between air pollution and mortality in six US cities. *N Engl J Med* 1993 ; 329 : 1753-59.
79. Pope C, Thun M, Namboodiri M, Dockery D, Evans J, Speizer F, et al. 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.
80. Abbey DE, Nishino N, McDonnell WF, Burchette RJ, Knutsen SF, Beeson WL, Yang JX. Long-Term Inhalable Particles and Other Air Pollutants Related to Mortality in Nonsmokers. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 1999 159: 373-382.
81. Reanalysis of the Harvard six cities study and the American Cancer Society study of particulate air pollution and mortality. Health Effects Institute 2000 ; 295 pages.
82. Hoek G., Brunekreef B., Van den Brandt P., Bausch-Goldbohm S., Fischer P. Long term effect of air pollution exposure on respiratory mortality: a pilot study (Abstract 764) in: Proceedings of the Twelfth Conference of the International Society for Environmental Epidemiology August 19-23, 2000, Buffalo, New York, USA.
83. Woodruff T, Grillo J, Schoendorf K. The relationship between selected causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States. *Environ Health Perspect* 1997;105:608-12
84. Bobak M, Leon DA. The effect of air pollution on infant mortality appears specific for respiratory causes in the postneonatal period. *Epidemiology* 1999 Nov;10(6):666-70.
85. Katsouyanni K., Pershagen G. Ambient air pollution exposure and cancer. *Cancer Causes and Control* 1997;8:284-291.
86. Ackermann-Lieblich U, Leuenberger P, Schwartz J, Schindler C, Monn C, Bolognini G, Bongard JP, Brandli O, Domenighetti G, Elsasser S, Grize L, Karrer W, Keller R, Keller-Wossidlo H, Kunzli N, Martin BW, Medici TC, Perruchoud AP, Schoni MH, Tschopp JM, Villiger B, Wuthrich B, Zellweger JP, Zemp E. Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland. Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults (SAPALDIA) Team. *Am J Respir Crit Care Med* 1997 Jan;155(1):122-9.
87. Zemp E, Elsasser S, Schindler C, Kunzli N, Perruchoud AP, Domenighetti G et al. Long-term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SAPALDIA study). The SAPALDIA Team. *Am J Respir Crit Care Med* 1999 Apr;159(4 Pt 1):1257-66.
88. Schindler C, Ackermann-Lieblich U, Leuenberger P, Monn C, Rapp R, Bolognini G et al. Associations between lung function and estimated average exposure to NO₂ in eight areas of Switzerland. The SAPALDIA Team. Swiss Study of Air Pollution and Lung Diseases in Adults. *Epidemiology* 1998 Jul;9(4):405-11
89. Wyler C, Braun-Fahrlander C, Kunzli N, Schindler C, Ackermann-Lieblich U, Perruchoud AP, Leuenberger P, Wuthrich B. Exposure to motor vehicle traffic and allergic sensitization. The Swiss Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults (SAPALDIA) Team. *Epidemiology* 2000 Jul;11(4):450-6.
90. von Mutius E, Martinez FD, Fritzsche C, Nicolai T, Roell G, Thiemann HH Prevalence of asthma and atopy in two areas of West and East Germany. *Am J Respir Crit Care Med* 1994 Feb;149(2 Pt 1):358-64
91. von Mutius E, Weiland SK, Fritzsche C, Duhme H, Keil U. Increasing prevalence of hay fever and atopy among children in Leipzig, East Germany. *Lancet* 1998;351:862-6.
92. Braun-Fahrlander C, Vuille JC, Sennhauser FH, Neu U, Kunzle T, Grize L, Gassner M, Minder C, Schindler C, Varonier HS, Wuthrich B. Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. SCARPOL Team. Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution, Climate and Pollen. *Am J Respir Crit Care Med* 1997 Mar;155(3):1042-9.
93. McDonnell WF, Abbey DE, Nishino N, Lebowitz MD. Long-term ambient ozone concentration and the incidence of asthma in nonsmoking adults: the AHSMOG Study. *Environ Res.* 1999 Feb;80(2 Pt 1):110-21.

94. Beeson WL, Abbey DE, Knutsen SF. Long-term concentrations of ambient air pollutants and incident lung cancer in California adults : results from the AHSMOG study. *Adventist Health Study on Smog. Environ Health Perspect.* 1998 Dec;106(12):813-23.
95. James Gauderman W, McConnell R, Gilliland F, London S, Thomas D, Avol E, Vora H, Berhane K, Rappaport EB, Lurmann F, Margolis HG, Peters J. Association between air pollution and lung function growth in southern california children. *Am J Respir Crit Care Med* 2000 Oct;162(4 Pt 1):1383-90
96. Olaiz G, Perez Padilla R., Borja-aburto V., et al. Lung function growth of children chronically exposed to air pollution in Mexico city. (Abstract 401) in: Proceedings of the Twelfth Conference of the International Society for Environmental Epidemiology August 19-23, 2000, Buffalo, New York, USA.
97. Shima M, Adachi M. Effect of outdoor and indoor nitrogen dioxide on respiratory symptoms in schoolchildren. *Int J Epidemiol* 2000 Oct;29(5):862-870.
98. Gwynn RC, Burnett RT, Thurston GD. time-series analysis of acidic particulate matter and daily mortality and morbidity in the Buffalo, New York, region. *Environ Health Perspect.* 2000 Feb;108(2):125-33.
99. Schwartz J and Dockery DW. Air pollution and daily mortality in Steubenville, Ohio. *Am J Epidemiol* 1992. 135-12-19.
100. US EPA Air Quality criteria for particulate matter. EPA/600/P-95/001cf Washington, DC:US Environmental Protection Agency,
101. US EPA National Ambient air quality standards for particulate matter. *Fed Reg* 1996;61(241) :65638.
102. Zmirou D, Schwartz J, Saez M, Zanobetti A, Wojtyniak B, Touloumi G, Spix C, Ponce de Leon A, et al. Time-series analysis of air pollution and cause-specific mortality. *Epidemiol.* 1998;9:495-503.
103. Anderson H, Ponce de Leon A, Bland J, Bower J, Strachan D. Air pollution and daily mortality in London: 1987-92. *BMJ* 1996;312:665-9.
104. Gouveia N, Fletcher T. Time series analysis of air pollution and mortality: effects by cause, age and socioeconomic status. *J Epidemiol Community Health.* 2000;54(10):750-755.
105. Moolgavkar SH. Air Pollution and Daily Mortality in Three U.S. Counties. *Environ Health Perspect* 2000 Aug;108(8):777-784.
106. Mar TF, Norris GA, Koenig JQ, Larson TV. Associations between air pollution and mortality in Phoenix, 1995-1997. *Environ Health Perspect.* 2000 Apr;108(4):347-53.
107. Michelozzi P, Forastiere F, Fusco D, Perucci CA, Ostro B, Ancona C, Pallotti G. Air pollution and daily mortality in Rome, Italy. *Occup Environ Med.* 1998 Sep;55(9):605-10.
108. Cadum E., Rossi G., Marchi G., Costa G., Vigotti M. Daily mortality and air pollution by gender and marital status in elderly, Turin, Italy. in: Proceedings of the Twelfth Conference of the International Society for Environmental Epidemiology August 19-23, 2000, Buffalo, New York, USA.
109. Szafraniec K, Tecza W. The effect of short-term changes in levels of air pollution on mortality from cardiovascular diseases among inhabitants of Krakow. *Przegl Lek.* 1999;56(11):698-703.
110. Lipfert FW, Morris SC, Wyzga RE. Daily mortality in the Philadelphia metropolitan area and size-classified particulate matter. *J Air Waste Manag Assoc.* 2000 Aug;50(8):1501-13

3 E. Discussion

Les résultats des différentes études publiées peuvent être discutés au regard de la littérature internationale sous l'angle :

- de la validité de tels résultats, d'un point de vue épidémiologique,
- de la causalité des relations observées et de leur signification d'un point de vue de santé publique.

A partir de deux récents travaux^{1, 2}, nous nous efforcerons d'actualiser les principaux arguments de discussion en nous basant sur les publications les plus récentes.

3 E.1. Validité des résultats

Examiner la validité des résultats revient à vérifier si les associations statistiques observées ne sont pas uniquement le fait de variations aléatoires, de biais ou d'artefacts de modélisation.

3 E.1.1. Les variations aléatoires

Les variations aléatoires ont un effet sur la précision et donc sur la variance de l'estimation du risque relatif. L'intervalle de confiance du risque varie en fonction de la durée de la période d'étude et du nombre journalier d'événements sanitaires. Il est d'autant plus large que les périodes d'étude sont courtes et que le nombre moyen journalier d'événements sanitaires est faible^{3,4}. Il a également été suggéré que la largeur des intervalles de confiance est également liée au faible nombre de stations considérées pour construire les indicateurs d'exposition ambiante⁴. Les conséquences d'une augmentation de la variance en raison des variations aléatoires vont se traduire par une diminution de la significativité statistique de la relation, sans pour autant affecter l'estimation de cette relation.¹

3 E.1.2. Les biais

Les biais entraînent une distorsion dans l'estimation de l'effet. Ils se classent en trois catégories : (1) les biais de sélection, (2) les biais de classement, (3) les biais de confusion.

Les biais de sélection

Les biais de sélection résultent, dans la conception de l'étude, de la manière dont la population a été sélectionnée. En ne s'intéressant qu'aux hospitalisations, ou aux consultations ambulatoires, les résultats ne représentent que la partie de la population qui a accès aux soins.

Les biais de classement

Les biais de classement ont pour source des erreurs de mesure de l'exposition et/ou de l'état de santé

Indicateurs d'exposition

Le principe des études temporelles est de considérer que l'ensemble de la population concernée est exposée, en moyenne, chaque jour, aux mêmes niveaux ambiants de pollution atmosphérique. Ce principe nécessite donc de vérifier tout d'abord que les mesures faites à partir des stations de mesure sont homogènes dans l'espace et dans le temps permettant ainsi l'utilisation d'une moyenne comme indicateur du niveau de pollution pour l'ensemble de la zone d'étude⁵. En fait, souvent, certaines études ne précisent pas si cette hypothèse d'homogénéité est respectée. Le faible nombre de stations pour définir l'exposition de la population dans une vaste zone d'étude est souvent signalé⁶⁻⁹ et, aujourd'hui, les auteurs insistent sur le besoin de données concernant la variabilité spatiale des polluants dans la zone d'étude.¹⁰ Pour tester le principe d'une exposition homogène de la population, dans le cadre d'ERPURS, Pirard et al⁵ ont : 1) comparé les niveaux moyens et les distributions des concentrations journalières de FN mesurées par six stations de mesure de la pollution de fond à Paris ; 2) vérifié l'absence de gradient géographique entre postes ; 3) étudié les variations temporelles des séries des différentes stations et leurs corrélations. A l'issue de cette analyse, les auteurs concluent : 1) que les niveaux de polluants enregistrés par les stations, bien que différents, sont comparables en termes de niveaux moyens et que les pointes de pollution surviennent les mêmes jours pour l'ensemble des stations ; 2) qu'il n'existe pas de gradient Nord-Sud et Est-Ouest ; 3) que toutes les stations sont fortement corrélées entre elles au jour le jour, les coefficients de corrélations, ajustés sur les variations temporelles, varient entre 0,775 et 0,947.

Dans un deuxième temps, il est également nécessaire de vérifier si la moyenne de l'exposition ambiante est bien corrélée à la moyenne des mesures individuelles et la représente. L'adéquation des mesures environnementales pour représenter l'exposition individuelle est largement discutée dans la littérature. Parmi les principaux arguments avancés par différents auteurs, celui de la faible corrélation entre mesures individuelles, intérieures et extérieures et de la grande variabilité dans ces corrélations est souvent évoqué. Spengler en 1984¹¹ et 1985¹² trouve des corrélations de 0,07 entre mesures individuelles et mesures de l'exposition ambiante aux particules respirables, et les mesures ambiantes expliquaient moins de 2% de la variabilité des mesures individuelles. Wallace¹³, plus récemment rapporte une corrélation entre mesures individuelles et mesures ambiantes de 0,48 pour les PM10. La grande variabilité des corrélations est attribuée à différents facteurs (caractéristiques socio-démographiques, âge, susceptibilité individuelles, saisons, pollution intérieure, exposition professionnelle, tabagisme)^{6,14-19} Gamble⁶ reprend les mesures de corrélations de Spengler, évoque le biais écologique et signale qu'en moyenne, les personnes passent moins de 10% de leur temps à l'extérieur et que donc les mesures ambiantes ne représentent pas l'exposition individuelle. Des taux de pollution intérieure plus élevés que ceux de la pollution extérieure sont généralement retrouvés^{12,13}. Dans un très récent travail sur les cohortes de mortalité à long terme, Gamble²⁰ compare les risques de mortalité obtenus par des mesures ambiantes de PM aux risques estimés par la part de PM dans le tabac et l'exposition professionnelle au niveau individuel. Les résultats au niveau individuel suggèrent que les risques de mortalité ne peuvent pas être mesurés de façon fiable à partir des concentrations ambiantes.

Plusieurs auteurs contre-argumentent. Les effets de la pollution ambiante sur l'exposition individuelle varient en fonction du taux de pénétration des polluants extérieurs et du budget espace-temps²¹. Wallace fait remarquer que le facteur de pénétration (extérieur-intérieur) est de 1 pour les gaz et les particules fines (PM10 et PM2,5), alors qu'il tendrait vers 0 pour les particules de grande taille. Bates²² signale en se basant sur des travaux récents, qu'il existe une concordance entre mesures ambiantes de sulfates et mesures personnelles, et que plus fines sont les particules, plus uniforme est la distribution de la concentration à travers

des grandes zones urbaines et entre valeurs intérieures et extérieures. De plus, et c'est le plus important, s'il est vrai qu'une faible corrélation existe entre mesures individuelles et ambiantes dans les études transversales, comme le souligne Brunekreef, dans les études temporelles, la question n'est pas de savoir si, un jour donné, l'indicateur d'exposition ambiante est corrélé à chacune des valeurs individuelles, mais de savoir si les variations journalières de l'indicateur d'exposition ambiante sont corrélées aux variations journalières des valeurs mesurées au niveau individuel²³. Récemment, une série d'études menées aux Pays Bas²⁴⁻²⁷ a permis de conclure, du moins pour les particules fines (PM10) que la corrélation temporelle entre les niveaux de PM10 individuels et ambiants est relativement élevée et s'accroît lorsque l'analyse est restreinte au groupe de personnes non exposées au tabagisme passif ($R=0,71$), ce qui conforte le recours aux mesures d'exposition ambiante dans les études temporelles. Concernant les indicateurs de pollution gazeux, notamment NO₂ et O₃, à notre connaissance, aucune étude publiée n'a analysé ces corrélations. Les résultats de l'étude EXPOLIS, en cours de publication, devraient apporter des éléments de réponse.

La question de l'impact de l'erreur dans la mesure de l'exposition sur l'estimation de la relation avec les effets sur la santé fait également l'objet d'un grand nombre de publications.²⁸⁻³⁸

On peut distinguer deux types de relations entre la « vraie exposition » et « l'exposition mesurée » qui représentent des situations extrêmes dans le continuum de l'erreur de mesure. La première fait référence aux erreurs classiques³⁴, où la valeur attendue de l'exposition mesurée est la vraie valeur mais il y a une variation (l'erreur de mesure) autour de la vraie valeur. Dans la deuxième, l'erreur de Berkson, la valeur attendue des expositions mesurées n'est pas la vraie valeur, mais la moyenne des vraies valeurs d'exposition dans chaque strate des expositions mesurées. Autrement dit, l'erreur de Berkson résulte de la différence entre la mesure individuelle de l'exposition d'une personne et la moyenne des expositions individuelles de la population de la zone d'étude.

Un travail récent³⁸ définit précisément les trois composantes éventuelles des erreurs de mesure dans ce type d'étude : 1. l'écart de la mesure individuelle par rapport à la moyenne des expositions individuelles ; 2. la différence entre la moyenne des expositions individuelles et les vrais niveaux des concentrations ambiantes ; 3. la différence entre les niveaux ambiants mesurés et les vrais niveaux (problème d'hétérogénéité spatiale et des erreurs instrumentales). Selon les auteurs, la première et la troisième sont des erreurs de type Berkson, qui, sous l'hypothèse où la valeur mesurée peut représenter la vraie valeur, ne biaisent pas le coefficient de régression mais augmentent sa variance. Dans la deuxième, l'erreur classique, le coefficient obtenu à partir d'une mesure imparfaite de la vraie exposition par l'exposition ambiante, est une estimation biaisée. Pour une interprétation non biaisée des coefficients, la mesure souhaitée est la moyenne pondérée des expositions individuelles, et les erreurs qui résultent de la différence entre cette moyenne et les mesures des niveaux des concentrations ambiantes peuvent être source de biais si par exemple, il existe des associations à court terme entre les sources de pollution intérieures et extérieures.

Zeger et ses collaborateurs suggèrent une approche pour corriger les conséquences de ces erreurs de mesures, « la régression de calibration »³⁴, qui suppose la disponibilité de données sur les mesures ambiantes et individuelles pour certaines personnes sur quelques jours. L'exposition ambiante est ainsi ajustée en estimant par une régression, le changement dans la moyenne des expositions individuelles induit par le changement d'une unité dans les mesures ambiantes. Une fois ce facteur de calibration connu, l'estimation du changement de la mortalité par unité de changement dans les concentrations ambiantes peut être corrigé en fonction des changements dans l'exposition individuelle. Ils appliquent cet ajustement à des

données de Riverside³⁹ et le risque de mortalité qui en résulte est accru. Cependant, peu de jeux de données existent qui puissent permettre de comparer la moyenne pondérée des expositions individuelles et les mesures des niveaux des concentrations ambiantes dans plusieurs villes avec des degrés variables d'hétérogénéité spatiale des mesures ambiantes, de structures de populations et de sources de pollution intérieure. Une méta-analyse réalisée par Wilson et Suh 1997⁴⁰ sur plusieurs sites, conclut déjà que les concentrations de particules fines dont l'origine est à l'intérieur des locaux ne variaient pas dans le temps de façon concomitante avec les concentrations extérieures, mais ces résultats demandent confirmation par d'autres études. Zeger se demande si la différence entre la moyenne pondérée des expositions individuelles et les mesures des niveaux des concentrations ambiantes en population varie lentement au cours du temps.

Dans les modèles multi-polluants, le problème devient plus complexe. Dans des modèles où les polluants sont fortement corrélés, les erreurs de mesure d'un polluant peuvent influencer les estimations des autres et les résultats peuvent être biaisés dans un sens ou un autre^{8,38}. Aussi, le polluant avec l'erreur de mesure la plus faible va-t-il avoir le plus fort coefficient de régression, indépendamment de sa toxicité, alors que les coefficients de régression des autres polluants avec plus d'erreurs de mesure vont, en revanche, être plus faibles^{12,38}. Zeger et ses collaborateurs³⁸ soulèvent une question : comment les composants de l'erreur de mesure co-varient-ils entre polluants ?

Indicateurs de santé

Les erreurs de classement sur les indicateurs de santé au niveau des études individuelles ont fait l'objet d'un grand nombre de publications. Dans les études temporelles, longtemps considérées comme des études «d'observation» les erreurs de classification ont reçu une attention moindre⁴¹. Cependant, ces erreurs de mesure existent et concernent les données de mortalité ou de morbidité spécifique.

D'une part, les causes de décès dans les certificats de décès sont encore renseignées de façon hâtive⁴² et, d'autre part, il n'est pas toujours possible d'établir un diagnostic différentiel clair. Les indicateurs de santé les plus étudiés sont les comptes journaliers de mortalité totale non accidentelle, de mortalité spécifique (respiratoire, cardio-vasculaire), ainsi que le nombre journalier d'hospitalisations pour causes respiratoires, asthme, BPCO et pour causes cardiaques. Les données de mortalité présentent les limites liées au caractère incomplet des certificats de décès et aux erreurs de classification mais, vu les catégories diagnostiques choisies, l'influence de ces problèmes dans les résultats semble relativement peu importante.

En ce qui concerne les hospitalisations, une étude réalisée à Montréal montre qu'il existe une bonne codification des diagnostics à l'hôpital⁴³. Mais des problèmes de comparabilité et d'uniformisation des pratiques hospitalières peuvent être présents. Une étude de concordance sur les données de Londres, entre diagnostics de sortie et admissions en urgences, montre également une bonne concordance, notamment pour l'asthme⁴⁴.

Néanmoins, si ces erreurs de déclaration et/ou de codage existent, elles sont *a priori* indépendantes des variations journalières des niveaux de pollution atmosphérique et il est improbable qu'elles soient une source de biais.⁴⁵⁻⁴⁹

Les facteurs de confusion

Les biais de confusion sont liés à l'influence de tiers facteurs entre l'exposition et la maladie.

Les facteurs de confusion potentiels au niveau individuel. Dans les études temporelles, la population d'étude peut être considérée comme étant son propre témoin vis-à-vis de ses caractéristiques individuelles.^{9,45,46,50-55} En effet, dans les études temporelles, réalisées sur quelques années, l'âge, le sexe, la catégorie socioprofessionnelle, le lieu de résidence, l'exposition dans l'habitat ou en milieu de travail, l'alimentation, les activités physiques, le tabagisme actif ou le tabagisme passif etc., n'influencent pas la relation étudiée puisque pour que ces tiers facteurs puissent exercer un effet de confusion, il faudrait qu'ils soient liés aux variations journalières des niveaux de pollution atmosphérique⁵¹. Cependant, si la durée de l'étude s'allonge, il faudrait prendre en compte l'évolution de la sensibilité de la population⁵⁶. De plus, la force de la relation PA-santé peut varier en fonction, par exemple, de la classe d'âge ou d'autres facteurs considérés comme ayant des effets modificateurs. Schwartz, dans un article récent⁵⁷, trouve une relation de même amplitude dans 10 villes avec des niveaux socio-économiques différents mais met en évidence une différence selon le sexe, les femmes montrant un pourcentage d'augmentation du risque plus élevé que les hommes ; il souligne aussi le rôle plus important de l'état de santé en tant que facteur modificateur. Levy et al⁵⁸ réalisent une méta-analyse prenant en compte la variabilité inter-villes et arrivent au même excès de risque de mortalité à court terme en relation avec les PM10 que ceux observés dans l'étude APHEA1 et 2 et NMMAPS ; l'inclusion de facteurs modificateurs potentiels ne change pas les résultats.

Les variations temporelles. Dans les études temporelles, l'unité d'observation n'est pas l'individu, mais le jour. De ce fait, les variations temporelles (à long terme, saisonnières et hebdomadaires) peuvent biaiser l'estimation de l'association existant entre les indicateurs de pollution et de santé^{4,9,59}. Les méthodes de prise en compte de ces variations ont fortement évolué ces dernières années.

D'après Schwartz, les méthodes classiques d'analyse des séries chronologiques, de type Box et Jenkins, étaient peu adaptées à l'étude des effets à court terme de la pollution atmosphérique⁵¹. Pour contrôler les variations à long terme et saisonnières d'une série, les modèles ARIMA ou SARIMA utilisent des paramètres basés sur le passé récent de cette série. Par là même, ils contrôlent une part non négligeable des variations à court terme, qui sont justement celles que nous voulons étudier. Si cette méthode permet un contrôle adéquat des séries de données telles que la mortalité qui présente des saisonnalités régulières, elle est moins adaptée aux séries dont les variations sont plus irrégulières ou lorsque le nombre d'événements journaliers est faible, telles que les séries d'hospitalisation pour cause respiratoire par exemple^{51,59}.

La méthode de choix préconisée actuellement est le recours à des fonctions de lissage non ou semi-paramétriques⁶⁰.

Le travail de Cakmak⁶¹ comparant différentes méthodes pour s'affranchir des covariations temporelles entre les séries, conclut à leur équivalence, à condition de retirer tous les cycles de plus de 30 jours, et de ne pas retirer ceux inférieurs à une semaine.

D'autre part, les récentes études cas-témoins croisés⁶²⁻⁶⁵, dans lesquelles l'ajustement sur les tendances temporelles se fait par le choix des périodes témoins, retrouvent les mêmes résultats que les études écologiques temporelles. Ces nouveaux protocoles prévus en principe pour des données individuelles, peuvent s'adapter aux données agrégées. Dans ce cas, pour la mortalité par exemple, le principe de la méthode est de comparer la moyenne d'exposition (polluants et variables météorologiques) des « cas » (personnes décédées un jour donné) à la moyenne d'exposition d'une période « témoin » choisie 7 et 14 jours avant et après l'exposition des cas.

La prise en compte de *l'effet saison* est souvent discutée et certains auteurs^{8,66} préfèrent stratifier l'analyse par saison et, en général, les estimations de risque en été sont plus élevées qu'en hiver. Les très récentes publications APHEA2 et NMMAPS trouvent une relation plus importante dans les régions ou pays plus chauds et secs, ce qui conforte la différenciation par saison. Ceci est confirmé par certains auteurs^{67,68} mais pas par d'autres⁵⁷. Toutefois, la stratification par saison peut rendre les résultats plus hétérogènes, du fait, d'une part, que dans chaque saison la signification des variables peut différer et, d'autre part, qu'il existe une plus grande variabilité liée à un moindre effectif. De plus, d'après Dockery et Schwartz⁶⁹ la stratification par saison peut créer une surmodélisation.

Au total, la question de la prise en compte de la saison dans les modèles utilisés actuellement pour mesurer les effets à court terme de la pollution reste sujette à débat⁷⁰.

Les variables météorologiques, jusqu'à récemment, étaient les plus citées en tant que facteurs de confusion potentiels dans l'étude d'une relation indépendante à court terme entre la pollution atmosphérique et la mortalité⁷¹⁻⁷³. La température et l'humidité relative sont les variables les plus étudiées. D'une part, les niveaux de pollution dépendent des conditions météorologiques. D'autre part, les situations météorologiques extrêmes (jours très froids ou très chauds) ont une influence sur l'état de santé. Pour prendre en compte les facteurs météorologiques, les auteurs utilisent des fonctions de lissage non paramétriques qui permettent de tester les interactions entre ces facteurs météorologiques (incluant différents décalages temporels) sans *a priori* sur la forme des relations. D'autres méthodes pour contrôler les facteurs de confusion météorologiques sont la restriction de l'analyse aux jours où la température est inférieure ou supérieure à un certain niveau ou l'inclusion de variables indicatrices spécifiques pour contrôler les températures extrêmes, chaudes ou froides⁷⁴⁻⁷⁵.

Certains auteurs contestent le contrôle des facteurs météorologiques par la seule prise en compte de la température et de l'humidité relative⁶. Une étude réalisée par Pope *et al*⁷⁶ utilisent des variables indicatrices représentant 19 situations météorologiques différentes, construites à partir de 7 variables météorologiques (température, point de rosée, visibilité, couverture nuageuse, pression atmosphérique, vitesse et direction du vent). Comparées à la modélisation par des fonctions non paramétriques de la température et de l'humidité, ces variables indicatrices conduisaient à des résultats similaires dans l'étude de la relation PA-santé. D'autres auteurs^{77,78} concluent que la prise en compte des conditions météorologiques par des fonctions non-paramétriques est la plus adéquate mais finalement, le choix du modèle pour contrôler les facteurs météorologiques modifie peu ou même ne modifie pas l'estimation de la relation entre PA et santé. Klea Katsouyanni⁷⁵ remplace la température par la latitude sans que cela change les résultats.

De toutes façons, même si les travaux d'APHEA2⁷⁵ et NMMAPS⁷⁹ trouvent une relation plus importante dans les régions ou pays plus chauds et secs, le fait que l'association entre pollution et santé soit quand même observée dans des lieux avec des climats très différents constitue un argument en faveur du rôle des niveaux de pollution en tant que déterminant de la relation avec l'effet sanitaire, indépendamment du climat^{46,57,60}.

Enfin, la discussion sur le rôle propre des différents polluants pose le problème de la *confusion entre polluants* et a surtout porté sur les particules.

Aux Etats-Unis, l'association santé-particules a été mise en évidence dans des zones où la pollution par SO₂ (Utah Valley) et O₃ (Saint Louis) est quasi-inexistante et dans des zones où la mortalité n'était pas liée à d'autres polluants, ce qui plaide en faveur du rôle

indépendant des particules^{46,54,80}. Comme le témoigne l'actualisation de la revue de littérature, l'association santé-particules demeure généralement stable après ajustement sur les autres polluants. La réanalyse des données de Schwartz et Dockery demandée par le HEI à Samet et Zeger⁷⁹ a validé les résultats originaux, mais les auteurs concluent qu'il est toujours incertain de savoir si le SO₂ contribue ou ne contribue pas à la mortalité associée aux PM₁₀, même après utilisation des méthodes statistiques les plus sophistiquées.

Lipfert et Wysga^{4,17,14} rappellent l'importance de la colinéarité entre polluants dans la mesure de l'exposition et très récemment⁸¹, en analysant la relation entre la mortalité et les particules dans la zone métropolitaine de Philadelphie, ils trouvent une certaine variabilité dans les résultats des PM et des résultats plus stables pour l'ozone. Ils concluent que l'effet de la pollution sur la mortalité ne peut pas être attribué à un seul polluant et qu'une approche globale de la pollution est nécessaire.

La colinéarité entre polluants dans le cadre d'une seule étude demeure un problème. En effet, cela entraînerait un effet plus important d'un polluant (celui qui est le mieux mesuré) mais cela dissimulerait les contributions respectives des autres polluants qui lui sont liés. De plus, dans les modèles où plus de deux polluants sont colinéaires, les résultats deviennent instables². Il est donc préférable de privilégier la notion « d'indicateurs de pollution » plutôt que de s'intéresser aux effets spécifiques d'un polluant par rapport à un autre. Cette approche traduit les conditions réelles d'exposition de la population à la PA ambiante mais il faut garder à l'esprit que la signification des indicateurs de pollution doit être régulièrement réexaminée pour tenir compte de l'évolution des sources de PA.

Dans les études multicentriques, le problème de la colinéarité entre polluants est moins important par la diversité des cas de figure entre les différentes villes. L'étude APHEA 1 montre un effet indépendant des particules et de SO₂ dans les modèles à deux polluants. Schwartz, dans son étude sur la relation PM10-mortalité dans 10 villes américaines, a évalué spécifiquement la confusion par trois autres polluants : SO₂, O₃ et CO, profitant du fait que les niveaux de ces polluants varient fortement d'une ville à l'autre. Il conclut de nouveau que l'effet des PM10 n'est pas dû à l'effet des autres polluants. Mais Katsouyanni⁷⁵ et Samet^{55,79} rapportent un effet modificateur significatif de NO₂ dans la relation entre PM10 ou FN et mortalité.

3 E.1.3. La modélisation

Dans les études temporelles, le choix du modèle statistique doit prendre en compte que les indicateurs sanitaires sont des variables quantitatives et qu'un jour donné, seule une faible fraction de la population décède ou est hospitalisée. Comme la plupart des auteurs, nous avons utilisé le modèle de Poisson^{8,54,80}. De plus, l'ajout de régressions semi ou non paramétriques (Generalized Additive Models-GAM) permet l'exploration des relations entre variables, sans hypothèse de linéarité⁵¹.

D'autre part, les données sanitaires à expliquer ne sont pas indépendantes d'un jour à l'autre; et cela peut affecter l'interprétation des résultats, en modifiant la variance des paramètres et le niveau de signification statistique. Dans les modèles finaux sélectionnés, l'auto-corrélation résiduelle doit correspondre à un bruit blanc. Le plus souvent, la prise en compte des variations temporelles, des variations non cycliques et des variables météorologiques permet de réduire tout ou partie de l'auto-corrélation d'une série temporelle. Cependant, si l'auto-corrélation de la série est en rapport avec un facteur omis dans le modèle ou insuffisamment pris en compte, les résidus du modèle présenteront une auto-corrélation résiduelle, qui peut conduire au risque de conclure à tort à l'absence d'association entre l'indicateur de santé et le polluant.

La validité de la modélisation dans les études temporelles continue d'être discutée par certains⁸². Toutefois, plusieurs études ont utilisé des méthodes statistiques alternatives et réalisé des analyses de sensibilité ; elles concluent à la validité et à la robustesse des résultats^{60,79}. Certains auteurs ont aussi tenté de reproduire les mêmes analyses avec un design d'étude différent. Les études cas-témoins croisées aboutissent aux mêmes résultats, tout en s'affranchissant de la complexité des études écologiques temporelles⁶²⁻⁶⁵.

Dans la modélisation, l'ajustement d'un modèle et la robustesse des résultats dépendent des cofacteurs sélectionnés, de la longueur des séries et de la précision de la mesure de l'exposition. Nous avons vu : 1) qu'il est nécessaire de prendre en compte les variations liées à la tendance à long terme et d'autres variations temporelles à moyen terme, la saison, la météorologie et les épidémies de grippe ; 2) que l'analyse doit porter sur une période de trois à quatre ans.

3 E.2. Causalité

Nous avons discuté de la validité des résultats des études épidémiologiques publiées entre 1995 et 2000, et les arguments présentés nous font considérer comme valides les associations observées. Se pose maintenant la question de la nature causale de ces associations.

Pour répondre à cette question, les critères de Hill⁸³ restent la référence :

1. la force de l'association ;
2. la constance des résultats ;
3. la spécificité des résultats ;
4. la temporalité entre l'exposition et la survenue de l'effet ;
5. la relation exposition-risque (E-R) ;
6. la plausibilité biologique ;
7. la cohérence des résultats ;
8. les preuves expérimentales ;

3 E.2.1. Force de l'association

Elle concerne l'ampleur du risque relatif ; plus le risque est élevé, plus probable est la causalité. Hill précise néanmoins qu'il ne faut pas réfuter une hypothèse de causalité seulement sur le fait que l'association est de faible ampleur⁸³.

Dans le domaine de l'environnement en général, comme dans nos études sur la pollution atmosphérique, les niveaux d'exposition en population générale et les risques observés en relation avec cette exposition sont faibles²². Cependant, lorsque les mesures de l'exposition sont plus précises³⁸, ou lorsque les études portent sur des populations particulières (enfants, personnes âgées, sensibles), ou sur des diagnostics plus précis (myocardopathies ischémiques, asthme, BPCO), les risques relatifs sont un peu plus élevés^{78,84-89}.

3 E.2.2. Constance des résultats

La constance signifie qu'une relation est observée dans différentes populations, dans des circonstances et à des périodes différentes, quels que soient le protocole de l'étude et l'analyse réalisée. Hill⁸³ insiste sur l'intérêt d'obtenir des résultats similaires avec des méthodes d'études différentes.

De nombreuses publications continuent de témoigner de la constance des résultats sur les risques à court terme associés à la pollution atmosphérique, et la pente de la relation exposition-risque observée à Londres lors du pic de pollution de 1952, est identique à celle observée dans les études plus récentes, ce qui renforce l'argument en faveur de la constance⁶⁰.

Néanmoins, il peut être objecté que les études utilisent des protocoles et méthodes d'analyse très proches. Et pour certains auteurs^{6,9}, les biais inhérents aux études temporelles imposent une confirmation par des études utilisant des protocoles différents et des mesures individuelles de l'exposition. Les récentes études cas-témoins croisées, évoquées dans le chapitre validité, ainsi que les études de panels individuelles sur la morbidité, donnent des résultats comparables à ceux obtenus dans les études temporelles, ce qui renforce également le critère de constance.

3 E.2.3. Spécificité des résultats

La spécificité fait référence au fait qu'un facteur d'exposition donné doit conduire à une seule maladie. Si un facteur est associé à différentes affections, la probabilité de sa relation causale avec l'effet s'en trouve amoindrie. Hill souligne qu'il ne faut pas accorder trop de poids à ce critère, les causes multiples étant plus fréquentes que les causes uniques⁸³. Ceci est d'autant plus vrai qu'il s'agit de santé environnementale où pour une pathologie donnée, la somme des risques liés aux différents facteurs environnementaux peut dépasser 100%⁹⁰. De plus, l'importance relative d'un facteur va dépendre de la présence des autres facteurs de risque non environnementaux de mortalité ou de morbidité et des interactions possibles entre ces facteurs⁴¹.

Une certaine spécificité des effets de la PA paraît cependant bien établie pour certaines catégories diagnostiques, dans certains sous-groupes de population. En effet, pour la plupart des auteurs², comme pour nous, dès que le nombre d'événements est suffisant les polluants atmosphériques sont associés à la mortalité et morbidité respiratoire⁴⁶ et cardiovasculaire,^{52,73,86,91-93,95-102} et plus spécifiquement à l'asthme, aux BPCO, pneumonie, myocardiopathies, insuffisance cardiaque.^{79,84,89,92-94,103} Ces dernières années, de nouveaux effets ont été évoqués, notamment chez les très jeunes enfants.⁹²

3 E.2.4. Temporalité entre l'exposition et la survenue de l'effet

L'exposition doit précéder l'effet, c'est le seul critère obligatoire.⁴⁴ La plupart des études respectent le critère de temporalité. Les associations entre polluants et événements sanitaires surviennent le jour même ou après un décalage de plusieurs jours. L'asymétrie à gauche du corrélogramme des corrélations croisées, observée dans les études temporelles, plaide pour une séquence temporelle logique.² Peu d'auteurs recherchent un effet paradoxal, Campbell¹⁰⁴ le fait et montre que l'exposition précède l'effet, et également que l'effet dure quelques jours. Dans l'étude sur la relation mortalité-PM10¹⁰⁵, Schwartz indique aussi que l'effet persiste quelques jours et ne revient jamais à zéro avant le cinquième jour. Cependant, les auteurs sélectionnent souvent le décalage donnant la réponse la plus forte ou la plus significative.⁴

Il faut également s'assurer de l'absence de l'effet « harvesting », c'est-à-dire du degré d'anticipation de la survenue des décès.⁴ Jusqu'à récemment, la question du « harvesting effect » dans les études temporelles était sujette à controverse.^{9, 106-108} Pour certains auteurs les décès associés à la pollution atmosphérique étaient anticipés de seulement quelques jours,

chez des personnes déjà malades et cet excès de décès était compensé par une diminution du nombre de décès, les jours qui suivaient.¹

Cependant, il a été démontré récemment que, quoiqu'elle puisse expliquer une partie des résultats des analyses temporelles, cette anticipation des décès n'est ni le seul, ni le plus important facteur explicatif des effets à court terme de la pollution.¹⁰⁸⁻¹¹³ Cet effet « harvesting » s'applique surtout au niveau de la mortalité respiratoire, notamment par BPCO.¹¹¹ Mais au niveau cardiovasculaire, une augmentation de la probabilité de décès pour crise cardiaque ne s'accompagne pas d'une diminution de la probabilité de décès dans les jours ni dans les mois qui suivent.¹¹⁰⁻¹¹³ Comme l'exprime Schwartz,¹¹⁰ ces cas n'auraient peut-être pas jamais fait une crise cardiaque à moyen terme, s'ils n'avaient pas été victimes de la pollution.

Cependant, le nombre de décès attribuable sur une année, basé sur les études temporelles, indique en fait le nombre de décès 'anticipés' par la pollution cette année-là et il serait incorrect d'interpréter ces décès comme un excès « absolu » de mortalité annuelle¹⁰⁸.

Le « harvesting effect » au niveau des hospitalisations n'a fait l'objet, à notre connaissance, que d'une seule étude de Schwartz qui sera bientôt publiée¹¹¹ et qui ne met pas en évidence ce type d'effet. Une très récente publication de Zanobetti *et al*¹¹³ dans le cadre d'APHEA2, étudie pour la première fois l'effet « harvesting » dans une étude multicentrique et confirme d'une part, le rôle mineur du « harvesting » sur les effets à court terme de la pollution, et d'autre part, que l'effet des particules double lorsqu'on considère des effets à plus long terme.

De plus, la littérature plus récente montre un effet propre plus important d'une exposition cumulée, voire chronique à la PA,^{90,108,114-120} que les effets à court terme estimés dans les études temporelles.

3 E.2.5. Relation exposition-risque

C'est un gradient entre le niveau d'exposition et le niveau de réponse.

Grand nombre d'études^{6,50,55,121-123} ont constaté que globalement, il n'y a pas de seuil au-dessous duquel aucun excès de risque n'existe, et s'il est vraisemblable qu'au niveau individuel de tels seuils existent, ils ne sont pas identifiables au niveau de l'ensemble de la population avec les méthodes statistiques disponibles.

Certains auteurs^{9,11,12,53,124} ont critiqué les méthodes de modélisation statistique basée sur la régression de Poisson, car le modèle utilisait une relation paramétrique. Cakmak *et al*¹²⁵ à Toronto, au Canada, font remarquer que le choix d'un modèle linéaire, alors que la forme de la relation présente un seuil, peut conduire à surestimer le nombre de décès, sauf si le seuil est à de faibles concentrations. Le dernier travail de Schwartz confirme l'absence de seuil et note que la pente est plus forte à faibles concentrations et diminue à hautes concentrations mais l'analyse comporte peu de jours avec des niveaux de particules au-delà de $50\mu\text{g}/\text{m}^3$.⁶⁰ Dans l'étude NMMAPS, Daniels *et al*¹²⁶, en utilisant différentes stratégies de modélisation appliquées aux 20 plus grandes villes américaines entre 1987 et 1994, montrent une relation linéaire sans aucune indication de seuil pour la relation PM10- mortalité « toutes causes » ou « cardio-respiratoires » ; par contre, ils trouvent un seuil à partir de $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la mortalité par « autres causes ».

3 E.2.6. Plausibilité biologique

D'après Hill, « il serait utile de connaître les mécanismes biologiques des relations observées entre PA et indicateurs de santé, mais nous ne pouvons pas l'exiger. Ce qui est plausible d'un point de vue biologique dépendant de l'état des connaissances du moment »⁹⁸.

Les mécanismes d'action des polluants sont mieux connus aujourd'hui, notamment les recherches sur les particules ont beaucoup progresser. Ils concernent les effets au niveau de l'appareil respiratoire, du système circulatoire, les interactions avec l'allergie et les infections.

Effets respiratoires

Les polluants atmosphériques sont capables d'induire une inflammation à différents niveaux des voies aériennes. Les études expérimentales in vitro, chez l'animal, ou chez l'homme lors d'expositions contrôlées montrent que les polluants sont responsables, selon des mécanismes différents pour chacun d'entre eux, d'une irritation bronchique qui s'accompagne souvent d'un effet cytotoxique vis-à-vis des cellules épithéliales des voies aériennes.¹²⁷

Cliniquement, ces phénomènes sont à l'origine d'une hyperréactivité bronchique et d'une diminution des performances ventilatoires.

Les mécanismes responsables de l'effet irritant et cytotoxique du SO_2 mettent en jeu l'hydratation du polluant au niveau du mucus des voies aériennes avec formation d'ions H^+ , HSO_3^- et SO_3^- qui ont un effet irritant, responsable d'un bronchospasme par action directe sur le muscle lisse des voies aériennes ou sur les fibres nerveuses.¹²⁸ La plupart des sujets sains peuvent développer une augmentation des résistances des voies aériennes mais à des concentrations supérieures à 13 mg/m^3 .¹²⁹ Les asthmatiques, plus sensibles, peuvent présenter une bronchoconstriction ou des symptômes d'asthme à partir de $0,6$ à $1,3 \text{ mg/m}^3$.¹³⁰

Les aérosols acides, sont des polluants secondaires issus de la transformation du SO_2 et du NO_2 . Les plus fréquents correspondent aux ions sulfates (SO_4^{2-}) et bisulfates (HSO_4^-). Le potentiel irritant des sulfates repose sur l'acidité de l'aérosol, c'est-à-dire sa concentration en ions H^+ . L'acidité la plus forte correspond à l'acide sulfurique (H_2SO_4) qui a un pH de 1,8. H_2SO_4 et ces sels ont un diamètre aérodynamique généralement inférieur à $1 \mu\text{m}$, et constituent une fraction majeure des particules respirables trouvées dans l'air ambiant. Les aérosols les plus acides sont responsables d'effets cytotoxiques et inflammatoires qui entraînent une diminution de la clairance mucociliaire¹³¹ et une bronchoconstriction.¹³² La clairance trachéo-bronchique par les sulfates acides est diversement affectée chez différentes espèces animales. Elle est accrue à des concentrations de 100 à $300 \mu\text{g/m}^3$ de H_2SO_4 chez le lapin et diminuée au-delà de $500 \mu\text{g/m}^3$ chez l'âne.¹³³ Toutefois, la répétition d'expositions à de faibles concentrations peut aussi diminuer la clairance, en raison d'une hypertrophie et d'une hyperplasie des cellules épithéliales sécrétrices. L'exposition humaine contrôlée aiguë à court terme affecte peu l'adulte sain. La clairance mucociliaire est accrue pour une exposition de 1 h à $100 \mu\text{g/m}^3$ pour un effet faible et réversible chez l'adolescent et de $350 \mu\text{g/m}^3$ chez l'adulte.¹³³ Il faut atteindre des concentrations de H_2SO_4 de 350 à $500 \mu\text{g/m}^3$ pour observer une diminution de la fonction respiratoire. Deux rapports suggèrent des interactions, c'est-à-dire une potentialisation entre aérosols acides et de faibles concentrations de SO_2 ¹³⁴ et une pré-exposition à des aérosols acides majorerait la réponse à l'ozone chez des asthmatiques.¹³⁴

NO₂ agit à la fois par la formation d'acides nitrique et nitreux mais également, et surtout, par ses propriétés oxydantes : ce gaz surtout lié au trafic automobile, peut oxyder les acides aminés des protéines et réagir avec les lipides poly-insaturés des membranes cellulaires, induisant la libération de radicaux libres très puissants. *In vitro*, NO₂ est responsable d'une synthèse accrue des cytokines dans le surnageant de cultures de cellules épithéliales bronchiques.¹³⁵ L'expérimentation animale a mis en évidence l'existence d'altérations de la fonction pulmonaire, de la morphologie du poumon, des mécanismes biochimiques et du système antioxydant de défense du poumon.¹³⁶ La souris exposée à 380 µg/m³ pendant 52 semaines,¹³⁷ montre des modifications de la fonction ventilatoire. Une augmentation de l'hypersensibilité à l'histamine est observée chez le cobaye, 7 jours, exposé à 7,5 et 13,2 µg/m³ de NO₂. Une perte ciliaire et une hypertrophie de l'épithélium bronchique jusqu'à un épaississement des cellules alvéolaires, sont observées chez le rat pour des concentrations élevées, variant entre 18,8 et 47 mg/m³ et des durées d'exposition entre 30 minutes et 36 heures. Le cobaye est plus sensible, et pour des concentrations de 2 ppm (3760 µg/m³) pendant trois jours, on observe un oedème du poumon, un épaississement de la paroi alvéolaire et une perte ciliaire. Pour une exposition à plus long terme, 4 à 6 semaines, les effets décrits apparaissent à des concentrations plus faibles (940 µg/m³).¹³³ Les études humaines contrôlées chez les volontaires sains ne montrent pas d'effets respiratoires significatifs du NO₂ pour des concentrations faibles et conduisent à des résultats discordants pour des concentrations plus élevées,¹³⁶ la réponse est très variable d'un moment à l'autre et d'une étude à l'autre.¹³⁸ La plupart des études concernant les volontaires asthmatiques n'ont détecté une hyper-réactivité bronchique que pour des concentrations supérieures à 380 µg/m³.¹³⁹⁻¹⁴¹ Chez les sujets bronchitiques chroniques, les résultats sont contradictoires.¹⁴²⁻¹⁴⁶

Parmi les **oxydants photo-chimiques**, le plus connu est l'ozone) mais les nitrates de peroxyacétyle, les radicaux hydroxyl,... sont aussi importants. **O₃** est insoluble dans l'eau, pénètre jusque dans les petites voies aériennes et les alvéoles. L'expérimentation animale a démontré que l'agression oxydante par l'ozone (capacité d'oxyder diverses molécules biologiques, soit directement, soit indirectement par formation de radicaux libres) entraîne une diminution des moyens de défense anti-oxydants de l'organisme.¹⁴⁷ *In vitro* et *in vivo*, l'ozone induit le déclenchement d'une réaction inflammatoire.^{148,149} Chez le rat, après exposition à 240 à 3000 µg/m³, pendant 3 à 66 heures, on observe un afflux massif et précoce de polynucléaires neutrophiles au niveau des voies aériennes supérieures, plus retardé au niveau des voies aériennes inférieures. *In vitro*, plusieurs études ont montré la capacité des cellules humaines, épithéliales bronchiques et macrophages alvéolaires, à libérer des médiateurs pro-inflammatoires lors d'expositions contrôlées à des niveaux relativement faibles. L'exposition de 30 minutes à 200 µg/m³ de O₃ entraîne une sécrétion accrue d'un puissant agent pro-inflammatoire par les macrophages alvéolaires.^{143,150} Des études *ex vivo* par lavage bronchoalvéolaire de sujets sains montrent qu'une exposition de 2 à 6 heures à des concentrations de 160 à 200 µg/m³ est capable d'initier le développement d'une réaction inflammatoire au niveau des voies aériennes,¹⁵¹ avec afflux de polynucléaires neutrophiles et présence dans le liquide de lavage de médiateurs variés connus par leur puissants effets pro-inflammatoires.^{133,152-154} Les expérimentations humaines contrôlées mettent en évidence que l'exposition à O₃ provoque des altérations significatives de la fonction pulmonaire : diminution de la CVF, du VEMS, et du DEM 25-75, et augmentation de la résistance des voies aériennes, ceci pour des expositions de 2 heures à plus de 400 µg/m³, si l'exercice est suffisant (volume de ventilation > 40 l/mn), mais également pour des concentrations de 200 µg/m³ pendant plus de 6 heures. Ces modifications sont transitoires et disparaissent en moins de 24 heures. La signification clinique de ces atteintes fonctionnelles transitoires semble de faible importance dans les expositions aiguës, mais on ignore les conséquences à plus long

terme et les effets cellulaires et biochimiques d'expositions répétées sont à considérer.¹⁵⁵ La diminution des volumes pulmonaires liée à l'inhalation d'ozone serait en rapport avec une inhibition de l'inspiration par modification de l'activité des terminaisons nerveuses sensibles des voies aériennes.¹⁵⁶ D'autres travaux chez l'homme comme chez l'animal, montrent que l'inhalation d'O₃ entraîne une hyperréactivité bronchique.¹³⁸ Les mécanismes sont encore discutés ; ils feraient intervenir soit le système nerveux autonome, soit l'inflammation des voies aériennes, soit des lésions de l'épithélium bronchique, soit enfin des modifications des mécanismes de la contraction du muscle bronchique.¹²⁷ Les asthmatiques constitueraient une population sensible pour certains auteurs,¹³³ pas pour d'autres.¹⁵⁷ Les résultats concernant les BPCO sont également contradictoires comme le montre la synthèse de la littérature de Desqueyroux.¹³⁸

De plus en plus d'auteurs montrent *in vitro* que les particules fines induisent la production par les cellules épithéliales bronchiques, de radicaux libres et de médiateurs de l'inflammation.¹⁵⁹⁻¹⁶²

Les effets inflammatoires des particules diesel chez des sujets ou dans des tissus sains font l'objet de nombreux travaux très récents qui montrent des effets inflammatoires détectables.¹⁶³⁻¹⁶⁶ De nombreux auteurs observent que les particules déclenchent un stress oxydatif. La synthèse de la littérature de Desqueyroux¹⁵⁸ rapporte que Hitzfeld et al¹⁶⁷ ont exposé des polynucléaires neutrophiles à des extraits particulaires. Ils mettent en évidence une production par ces cellules, d'espèces oxygénées réactives. Gavett *et al*¹⁶⁸ observent, chez le rat, que les métaux de transition, cuivre, fer, nickel et vanadium, présents sur les particules, peuvent également initier la production d'espèces oxygénées réactives, telles que l'anion superoxyde, le peroxyde d'hydrogène et des radicaux hydroxyl par réduction d'oxygène moléculaire. Afaq et al¹⁶⁹ observent, toujours chez des rats, qu'une exposition intratrachéale unique à des particules ultrafines d'oxyde de titane augmente le nombre de macrophages alvéolaires puis l'activité des enzymes antioxydantes mais cela ne semble donc pas suffisant pour inhiber l'action toxique des particules ultrafines d'oxyde de titane. Un stress oxydant est également observé dans les macrophages alvéolaires de hamster, après exposition à des particules diesel et à des particules ambiantes.¹⁷⁰ La toxicité des particules est confirmée par Godleski¹⁷¹ qui dans un modèle de rats avec bronchite chronique, observe qu'une exposition durant 6 heures par jour pendant 3 jours, à 200 à 300 µg/m³ de particules atmosphériques de la ville de Boston, induit un taux de mortalité de 37% *versus* zéro chez les rats témoins.

Chez l'homme, les travaux de Diaz-Sanchez¹⁷² mettent en évidence un accroissement de la synthèse des cytokines pro-inflammatoires dans le liquide nasal après exposition aux particules diesel ; ceux de Salvi¹⁷³ montrent que des sujets exposés à 300 µg/m³ de particules pendant une heure ont une réponse inflammatoire pulmonaire, mais aussi systémique (élévation de neutrophiles). La finesse des particules^{174,175} et la charge en métaux de transition^{176,177} semblent jouer un rôle crucial dans l'intensité de la réponse inflammatoire.

Effets sur la survenue d'infections respiratoires

A côté des phénomènes inflammatoires, le rôle de l'exposition à des polluants atmosphériques sur la survenue des infections respiratoires reste discuté. Les différents polluants, de même que le tabac et les infections virales, entraînent des altérations de la clairance mucociliaire qui favorisent l'adhérence des bactéries au mucus. Les produits bactériens, notamment de type endotoxine sont ainsi libérés et vont agir directement sur les

cellules épithéliales des voies aériennes qui seront activés et vont elles-mêmes sécréter des cytokines pro-inflammatoires.¹²⁷

Des études animales ont montré que le SO₂ et les particules fines sont capables d'entraîner des altérations morphologiques des cellules épithéliales et des cils dans les voies aériennes.¹⁷⁸ D'autres études chez la souris ont montré une augmentation de la mortalité par infections respiratoires causées par *Streptococcus pneumoniae* et *Streptococcus aureus* après exposition au NO₂,¹⁷⁹ et par celles causées par *Streptococcus pneumoniae* et *Klebsiella pneumoniae* après exposition à O₃.¹⁸⁰ Dans ces modèles animaux, une altération de la phagocytose et du pouvoir bactéricide des macrophages a été observée.

Le rôle pro-inflammatoire conjoint du rhinovirus humain et de NO₂ et O₃ a été récemment étudié sur les cellules épithéliales bronchiques de l'homme.¹⁸¹ Après inoculation du virus, les cellules ont été exposées à des concentrations de 2 ppm de NO₂ (3820 µg/m³) et 0,1 ppm (200 µg/m³) de O₃. Le virus et chacun des polluants indépendamment, ont augmenté la libération de l'interleukine-8, 24 heures après l'exposition. Cet effet était plus important en présence des oxydants qu'en leur absence. De plus, la capacité oxydative des polymorphonucléaires (PMN) était augmentée en relation avec l'exposition au virus et chacun des polluants, et l'effet conjoint du rhinovirus et de O₃ augmentaient la capacité oxydative de ces PMN de 30% par rapport à la simple addition de leurs effets respectifs. Pour NO₂, l'effet d'une exposition conjointe avec le virus n'augmentait pas par rapport à l'effet additif.

En exposition humaine, on n'observe pas de modification de la croissance de virus dans les sécrétions nasales après exposition au NO₂ ou à l'ozone.^{182,183} Mais une étude prospective sur l'exposition individuelle à NO₂ (niveaux médians allant de 5 à 21 µg/m³) et le risque d'infection respiratoire virale chez les enfants asthmatiques¹⁸⁴ montre que l'exposition à NO₂ au début d'une infection des voies respiratoires supérieures amplifie la réaction des voies respiratoires inférieures aux virus hivernaux.

Sensibilisation aux allergies, asthme

Des études de laboratoire ont démontré que les polluants émis par les véhicules à moteur peuvent induire une inflammation d'origine allergique et provoquer une hyperréactivité bronchique qui pourrait fournir un mécanisme sous-jacent à l'augmentation de la prévalence des maladies allergiques.¹⁸⁵ Plusieurs polluants atmosphériques pourraient interagir avec les allergènes aéroportés en amplifiant la réponse vis-à-vis de l'allergène. Cette interaction peut être due à deux mécanismes : 1) soit le polluant induit une inflammation bronchique (comme ceci est évoqué dans le paragraphe sur les effets respiratoires) qui se surajoute à l'inflammation produite par l'inhalation de l'allergène (effet pro-inflammatoire), 2) soit le polluant est un cofacteur de la réaction allergique (immunotoxicité)¹²⁷.

Les données expérimentales relatives à l'immunotoxicité concernent plusieurs polluants, notamment les particules diesel. Des études in vitro montrent que les polluants peuvent modifier la structure des grains de pollen et augmenter leur contenu protéique et allergénique^{186,187} et il a été mis en évidence qu'en portant à leur surface des allergènes,^{188,189} les particules faciliteraient l'accès des allergènes aux territoires alvéolaires les plus distaux de l'appareil respiratoire. De plus, les interactions entre particules diesel et allergènes entraîneraient une modification de la conformation et du nombre de motifs antigéniques présentés par l'allergène, ce qui contribuerait à en augmenter l'immunogénicité.¹⁹⁰ D'autre

part, des études expérimentales animales¹⁹¹⁻¹⁹⁵ et humaines^{192,196-198} récentes mettent en évidence l'augmentation de la réponse IgE et de certaines cytokines en présence de particules diesel et donc la potentialisation de la réponse allergique des voies aériennes chez les sujets sains et sensibles. De plus, la liaison de l'allergène avec les particules entraîne une exposition prolongée à l'allergène, celui-ci étant libéré lentement de la surface particulaire, d'où le risque d'une augmentation de la réactivité bronchique. La persistance de l'antigène peut aussi être prolongée par la diminution, par les particules, de la phagocytose et de la capacité des cellules phagocytaires à dégrader l'antigène.¹⁵⁸ Des résultats comparables ont été obtenus avec des expositions à l'ozone,^{199,200} mais aussi au SO₂ et NO₂²⁰¹. Une étude très récente réalisée à Sthokholm²⁰² a étudié le rôle de la pollution chez 20 volontaires, asthmatiques modérés, exposés 30 minutes dans un tunnel à des niveaux médians de 313 µg/m³ de NO₂. Quatre heures après exposition aux polluants, les sujets inhalaient de faibles doses d'allergènes. Une réaction immédiate (15 minutes après inhalation de l'allergène) a été trouvée, ainsi qu'une diminution de la fonction pulmonaire et des symptômes asthmatiques 3 à 10 heures après l'inhalation de l'allergène.

Effets cardio-vasculaires

Des études toxicologiques et plusieurs études humaines contrôlées et épidémiologiques avec des indicateurs objectifs se sont intéressées aux mécanismes d'action des polluants sur l'appareil cardio-vasculaire et permettent d'avancer des hypothèses.

Il a été observé une réduction du tonus vagal, s'accompagnant d'une *baisse de la variabilité des pulsations cardiaques*, en relation avec une exposition aux PM_{2,5} et à l'ozone²⁰³. Or cette réduction de la variabilité des pulsations cardiaques a été trouvée liée aux ischémies myocardiques et aux arythmies, tandis qu'un pouls élevé au repos (marqueur d'un système nerveux autonome altéré) est lié à la mortalité toutes causes et à la mortalité cardio-vasculaires indépendamment des autres facteurs de risque^{204,205}. D'autres études vont dans le même sens. CA Pope aux Etats Unis²⁰⁶ a rapporté une relation entre PM₁₀ et *accélération du pouls*. A Peters²⁰⁷ a également montré sur des données recueillies lors d'un épisode de pollution à Aushurg (Allemagne) en 1985 chez des sujets de l'étude MONICA, que l'épisode de pollution (200 µg/m³ de SO₂, 98 µg/m³ de TSP et 4,5 mg/m³ de CO) est lié après ajustement sur les variables météorologiques et les facteurs de risque individuels à une augmentation du pouls au repos. Des études expérimentales montrent également que l'exposition aux particules s'accompagne d'arythmies, chez des animaux atteints d'affections cardiaques pré-existantes^{208,209}. Pendant l'épisode de pollution étudié par A Peters²¹⁰, il a aussi été montré une *augmentation de la viscosité sanguine*. Ce nouveau résultat qui touche la coagulabilité sanguine suggère un mécanisme pour les infarctus, dont le risque est augmenté dans les études temporelles.

Un autre polluant lié au trafic, le **CO** connu pour sa toxicité cardiaque, peut à hautes doses provoquer des *infarctus*²¹¹, et à des niveaux plus faibles des *troubles de la conduction*²⁰⁸ et une ischémie coronarienne²¹². Chez des rats nouveaux-nés qui ont inhalés continuellement du CO pendant plusieurs semaines, on observe de nombreuses altérations morphologiques et biochimiques cardiaques ainsi que des changements hématologiques. Ces altérations diminueraient les propriétés de réponse contractile du cœur²¹³. Pourtant les effets observés en épidémiologie sont à des doses encore plus faibles, mais le CO pourrait aussi être un « *proxi* » pour d'autres constituants de la pollution d'origine automobile, les COV.

Dans les années les plus récentes, de nombreux auteurs se sont intéressés à étudier les mécanismes d'action des polluants, et le critère de plausibilité biologique commence à être bien argumenté dans la littérature. Si les études expérimentales sont indispensables pour comprendre ces mécanismes, l'exposition réelle de la population aux polluants atmosphériques ne peut pas être reproduite en laboratoire, notamment en raison des interactions entre polluants. Seules les études épidémiologiques avec des indicateurs biologiques objectifs peuvent appréhender la question en conditions réelles d'exposition. Ces études commencent à se développer aujourd'hui.

3 E.2.7. Cohérence des résultats

L'interprétation causale des données ne doit pas entrer en conflit avec les connaissances sur l'histoire naturelle et la biologie de la maladie.

S'il est tentant de chercher un gradient de risques entre les indicateurs de santé étudiés, très récemment Pope⁹⁰ fait remarquer qu'il n'est pas judicieux de mettre en parallèle des estimations de risques issues d'études différentes, sur différents indicateurs de pollution, utilisant différents protocoles et différentes méthodes d'analyse.

Si l'on compare ce qui est comparable, comme le suggère Bates,²⁵ sur les effets de la pollution à court terme, les études de panel mettent en évidence des diminutions de la fonction ventilatoire variant entre 0,05 et 0,5% pour une augmentation de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{2,5} et les effets sont plus importants chez les personnes symptomatiques.

Les motifs de consultations ambulatoires ou d'appels à SOS médecins augmentent pour les symptômes des voies respiratoires inférieures et l'asthme, et davantage chez les enfants. Dans les études temporelles, par exemple dans l'étude ERPURS,⁸⁹ pour une augmentation de 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des niveaux de FN (P5-P50), le pourcentage d'augmentation du nombre journalier pour les visites pour asthme tous âges est de 7,5% ; pour les enfants, il est de 14,5%. Les consultations aux urgences pour asthme présentent des risques plus élevés que pour les affections respiratoires toutes causes confondues. En fonction des études, l'augmentation des consultations aux urgences pour affections respiratoires varie entre 3% et 21% ; pour l'asthme, l'augmentation du nombre de consultations s'étend entre 4,5% et 43%, selon les études et l'indicateur de PA considéré.

Comme nous l'avons vu dans la revue de littérature, au niveau des hospitalisations, les hospitalisations pour des causes détaillées (BPCO, asthme, myocardopathies ischémiques) présentent également des risques plus élevés que les hospitalisations respiratoires et cardiovasculaires considérées globalement ; de même les risques sont plus importants pour les hospitalisations chez les personnes âgées ou chez les patients présentant un terrain cardio-respiratoire, et pour les hospitalisations pour asthme, chez les enfants. Dans sa récente revue de la littérature, Pope⁹⁰ rapporte pour une augmentation de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{2,5}, une augmentation du nombre hospitalisations pour causes respiratoires de l'ordre de 0,7 à 1%, pour BPCO de 2,5 à 3%, pour asthme de l'ordre de 2%. Dans l'étude ERPURS,⁸⁹ pour une augmentation de 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des niveaux de FN (P5-P50), le pourcentage d'augmentation du nombre journalier d'hospitalisations pour asthme tous âges confondus est de 5,6%, pour les enfants, il est de 25%. Une analyse sur les hospitalisations des personnes âgées à Chicago¹⁰³, Illinois trouve, pour une augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM₁₀, un pourcentage d'augmentation du risque d'hospitalisations pour causes cardio-vasculaires de 30% ; lorsqu'une maladie respiratoire est indiquée en co-morbidité, ce pourcentage passe à 65% et en présence d'une infection respiratoire, le risque est doublé. Dans les admissions pour BPCO, le pourcentage

d'augmentation du risque lié aux PM10 est de 89%, les altérations de la conduction cardiaque, l'insuffisance cardiaque et l'asthme en diagnostic associé augmentent ce risque.

S'agissant de la mortalité, de nouveau, les risques sont plus élevés pour la mortalité par causes spécifiques que pour la mortalité toutes causes. Pope⁹⁰ rapporte un risque de mortalité à court terme compris entre 0,5 et 1,5% pour une augmentation de 10 µg/m³ des niveaux de PM10 et de 5 µg/m³ de PM2,5. Pour les décès respiratoires, ce risque est de l'ordre de 3%, et pour les décès cardio-vasculaires, il est de l'ordre de 1,5%. De plus, un excès de mortalité infantile de 6,9% est observé pour un accroissement de 10 µg/m³ des niveaux moyens de particules fines.

La cohérence s'établit également entre les effets à court et à long termes. Les risques pour la santé associés à la PA à long terme sont plus importants qu'à court terme, mais le nombre d'étude est encore limité.^{90,214-215}

A l'évidence, les différents effets sanitaires observés à court terme sont en faveur de la cohérence des résultats, mais il faut inciter la réalisation d'études sur les effets à long terme, encore peu nombreuses, surtout en Europe.

3 E.2.8. Preuves expérimentales

Les observations sont corroborées par des données issues d'expérimentations ou de quasi-expérimentations montrant, notamment, que réduire ou supprimer l'exposition conduit à une diminution du risque. Ce qui critère rejoint en partie la plausibilité biologique.⁸⁸

A notre connaissance, quelques études « quasi-expérimentales » sont référencées. Une étude de Love²¹⁶ montre à Chattanooga, Etats-Unis, qu'en 1972, alors qu'une augmentation de l'incidence des affections respiratoires aiguës, du nombre de visites médicales et de jours de restriction d'activité a été observée chez les enfants et les adultes vivant à proximité d'une usine, alors qu'à la suite d'une grève dans l'usine en 1973 (avec diminution des niveaux de NO₂) aucune association ne persiste plus chez les adultes. Pope a montré que dans la vallée de l'Utah²¹⁷ dans les années 1980, les admissions pour affections respiratoires ont baissé de 50% chez les enfants, après l'arrêt, pour grève, des émissions d'une usine sidérurgique polluante (51 µg/m³ de particules contre 90 µg/m³ les années précédentes). Une troisième étude à Hong Kong entre 1990 et 1992²¹⁸ examine l'impact de l'application de la réglementation qui réduit le contenu en soufre du fuel à 0,5%, sur la réactivité bronchique des enfants d'âge scolaire, en comparant les mesures avant l'intervention et un, puis deux ans après l'intervention, dans deux zones plus et moins polluées. Après l'intervention, l'hyperréactivité bronchique diminue dans les deux zones, mais deux ans après l'intervention, seule la zone la plus polluée montre une diminution significative, de 28% à 16% (p=0,016). L'évolution de la prévalence d'affections respiratoires a été étudiée en Allemagne de l'Est,²¹⁹ et une diminution de ces affections a été observée en relation avec la diminution des niveaux moyens annuels de PTS enregistrés après la réunification.

Certains auteurs^{9,12,220} continuent à remettre en question la nature causale de la relation entre PA et santé, ils estiment que les associations observées pourraient être dues à un même facteur de confusion, les études temporelles d'une part et les études à long terme d'autre part, pouvant être soumises aux mêmes biais. Mais cet argument est réfutable car les effets à court terme sur la mortalité et la morbidité peuvent s'estimer non seulement au travers d'études temporelles, mais également par les études cas témoins croisées et, dans les études sur la morbidité, les études de panel ; les effets à long terme sont étudiés par des protocoles semi-individuels ou individuels dans les études de cohortes.

3 E.3. Conclusion

Nous avons passé en revue les principaux critères de causalité établis par Hill⁸⁸ appliqués au domaine de la santé environnementale. Si tous les critères ne sont pas rencontrés avec le même poids, ils vont tous dans le sens d'une relation de nature causale entre la PA et les indicateurs de santé. Hill souligne « qu'aucun de ses critères ne peut apporter une preuve indiscutable en faveur ou contre l'hypothèse causale, et qu'aucun critère en soit ne peut être exigé comme une condition *sine qua non* de causalité »⁸⁸.

En effet, les connaissances évoluent et de ce fait, la question de la causalité doit être régulièrement réévaluée au vu du nombre important de nouvelles études épidémiologiques et expérimentales^{45, 88, 221}. Il est clair que l'évidence de l'association est aujourd'hui renforcée et que les fondements biologiques d'un certain nombre d'effets adverses sont maintenant démontrés, comme le souligne Bates.²⁵ Néanmoins, nous sommes de l'avis, comme d'autres auteurs^{25, 86, 90} que certains points demeurent à creuser : les mécanismes d'action des polluants gazeux, les effets d'interaction entre polluants, l'effet de seuil et les effets à long terme sur la morbidité.

3 F. Utilisation des connaissances en vue d'une évaluation monétaire

Cette revue de la littérature montre que les effets sur la santé d'une exposition à court terme (quelques jours à quelques semaines) et à long terme (plusieurs années) peuvent être quantifiés. Ces effets étant peu spécifiques, il est recommandé d'examiner des indicateurs de mortalité et de morbidité pouvant se différencier clairement les uns des autres (afin d'éviter les doubles comptes) et pouvant faire l'objet d'une évaluation monétaire.

Dans l'objectif d'évaluer l'impact monétaire des effets de la PA sur la mortalité, il est recommandé de retenir les résultats d'études sur la mortalité à long terme^{222, 223}. En effet, le nombre de décès attribuable sur une année, basé sur les études temporelles, indique en fait le nombre de décès 'anticipés' par la pollution cette année-là et il serait incorrect d'interpréter ces décès comme un excès de mortalité annuelle. De plus, les études temporelles sous-estiment l'effet global de la pollution. Les études de cohorte sur le long terme permettent d'estimer le nombre d'années de vie perdues attribuables à la pollution et prennent en compte les décès à court et à long terme²²⁴.

Les effets à court terme sur la morbidité sont à prendre en compte. Ils portent essentiellement sur les hospitalisations pour causes respiratoires et cardiovasculaires, mais certains auteurs commencent à s'intéresser aux consultations aux urgences ou en médecine ambulatoire, et ce type d'indicateur apparaît plus sensible aux effets à court terme de la pollution, de même que les épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant et les crises d'asthme chez l'enfant et chez l'adulte. La restriction d'activité pour causes médicales, quoique adapté à une évaluation économique, est très peu étudiée. Les effets à long terme sur l'incidence de bronchite chronique ou de cancer devraient être mieux appréhendés.

En dépit de toutes les incertitudes inhérentes à la démarche d'évaluation d'impact sanitaire, cette démarche se justifie pour les raisons suivantes²²⁵:

1) la littérature abonde pour montrer que les niveaux de pollution actuellement observés ont un effet adverse sur la santé, l'impact ne peut donc pas être nul.²⁵ En effet, si les connaissances scientifiques concernant les effets nocifs sur la santé sont déjà bien établies à

court terme, les effets résultant d'expositions à long terme commencent également à être connus ;

2) d'un point de vue de santé publique, il apparaît donc éthique d'estimer et de communiquer cet impact à la population ; la société doit prendre des décisions importantes continuellement ; s'abstenir de faire l'EIS à cause des incertitudes qu'elle présente conduirait à ce que ces décisions soient prises sans aucune considération de santé publique. Ceci est particulièrement vrai pour les décisions délicates ayant trait à l'environnement. Cependant, une approche conservatrice, est recommandée pour prendre en compte les incertitudes des différentes étapes de calcul.

Le nombre de cas attribuables est souvent interprété comme le nombre de cas évitables si l'exposition disparaissait. Dans notre cas, une grande prudence est conseillée dans ce type d'interprétation. D'abord, si l'on considère les effets à long terme, le bénéfice d'une réduction des niveaux de pollution prendrait des années avant d'être mis en évidence.²²⁶ Puis, le calcul du risque attribuable ne prend pas en compte les autres facteurs de risques contributifs. La suppression d'un seul facteur de risque (la pollution, dans notre cas) conduit à l'augmentation de l'importance relative et de la contribution des autres risques et causes de mortalité et de morbidité. Comme nous l'avons vu dans la discussion sur la causalité, il est bien connu que pour les maladies multifactorielles, la somme des cas attribuables à différents facteurs de risque peut être supérieure à 100%.^{44,95}. Des mesures d'impact qui prennent en compte des risques compétitifs devraient se développer.^{95,227}

Il faut rappeler que la perte économique liée à l'impact sanitaire de la pollution ne se limite pas aux coûts directs des traitements médicaux. Les pertes de production et de consommation, ainsi que les coûts intangibles (douleur, souffrance) de la maladie et de la mort doivent également être pris en compte. Différentes méthodes d'évaluation économique sont disponibles.

Le développement de méthodes standardisées d'EIS est nécessaire pour assurer la comparabilité des résultats entre projets ou pays, et, au cours du temps, pour évaluer les bénéfices de stratégies de réduction de la pollution de l'air.

3 G Références bibliographiques

1. Quénel P., Cassadou S., Declercq C., Eilstein D., Filleul L, Le Goaster C., Le Tertre A., Medina S., Pascal L., Prouvost H., Saviuc P., Zeghnoun A. Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain. Institut de Veille Sanitaire. Saint-Maurice, mars 1999;148 pages
2. Dab W., Ségala C., Dor F., Festy B., Lameloise Ph., Le Moullec Y., Le Tertre A., Medina S., Quénel Ph., Wallaert G., Zmirou D. Groupe de travail sur les particules et la santé de l'Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique (APPA). Pollution atmosphérique et santé : corrélation ou causalité? Le cas de la relation entre l'exposition aux particules et la mortalité cardio-pulmonaire. *Journal of the Air and Waste Management Association 2000*, sous presse.
3. Thurston GD. A critical review of PM10 mortality time-series studies. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 1996;6:3-21.
4. Lipfert FW, Wyzga RE. Air pollution and mortality: issues and uncertainties. *Journal of Air and Waste Management Association* 1995;45:949-966.
5. Maidenberg M., Costa M., Sznajder M., Medina S_Le Tertre A., Boumghar A., Dusseux E., Quénel Ph., Camard JP., RESPIRER. Pollution atmosphérique urbaine et symptômes respiratoires chez l'enfant. Conclusion de l'étude de faisabilité –juin 1996-juillet 1997. ORSIF 1998. 55 pages.
6. Medina S., Le Tertre A., Quénel P et al Air pollution and doctors' house calls: results from the ERPURS system for monitoring the effects of air pollution on public health in Greater Paris, France, 1991-1995. *Environmental Research*, 1997; 75 (1) : 73-84

7. Pirard P, Quénel P, Lameloise P et al. Etude de l'utilisation d'une moyenne arithmétique des mesures d'un réseau de surveillance comme indicateur de niveau d'exposition de pollution atmosphérique en milieu urbain. Indice des fumées noires, région Parisienne, 1991-1992. *Pollution Atmosphérique* 1995;146:59-66.
8. Katsouyanni K, Zmirou D, Spix C, Sunyer J, Schouten JP, Ponka A, Anderson HR, Le Moullec Y, Wojtyniak B, Vigotti MA, et al Short-term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiological time-series data. The APHEA project: background, objectives, design. *Eur Respir J* 1995 Jun;8(6):1030-8
9. Gamble, J.F.; Lewis, J. "Health and respirable particulate (PM10) air pollution : a causal or statistical association ?", *Environ. Health Perspect.* 1996, 104, 838-850.
10. Lipfert, F.W.; Wyzga, R.E. "Uncertainties in identifying responsible pollutants in observational epidemiology studies", *Inhal. Toxicol.* 1995, 7, 671-689.
11. Moolgavkar, S.H.; Luebeck, G. "A critical review of the evidence on particulate air pollution and mortality", *Epidemiology* 1996, 7, 420-428.
12. Vedal, S. "Ambient particles and health : lines that divide", *J. Air Waste Manag. Assoc.* 1997, 47, 551-581.
13. Carrothers TJ, Evans JS. Assessing the impact of differential measurement error on estimates of fine particle mortality. *J Air Waste Manag Assoc* 2000 ;50(1) :65-74.
14. Spengler JD, Soczek ML. Evidence for improved ambient air quality and the need for personal exposure research. *Environmental Science and Technologies* 1984;18:268-280.
15. Spengler JD, Treitman RD, Tosteson TD, Mage DT, Soczek ML Personal Exposure to respirable particulates and implications for air pollution epidemiology. *Environ Sci Technol* 1985 ;19 (8):700-707.
16. Wallace L. Indoor particles : a review. *J Air Waste Manag Assoc* 1996; 46 : 98-126.
17. Lipfert, F.W.; Wyzga, R.E. "The implications of uncertainties in regression modeling and exposure measurement", *J. Air Waste Manag. Assoc.* 1997, 47, 517-523.
18. Jensen FP, Fenger J. The air quality in Danish urban areas. *Environmental Health Perspectives* 1994;102:55-60.
19. Liroy PJ. Assessing total human exposure to contaminants : a multidisciplinary approach. *Environmental Science Technology* 1990;24:938-945.
20. Liroy PJ. Measurement methods for human exposure analysis. *Environmental Health Perspectives* 1995;103:35-43.
21. Hayes SR. Estimating the effect of being indoors on total personal exposure to outdoor air pollution. *Journal of Air and Waste Management Association* 1989;39:1453-1460.
22. Berglund M, Boström CE, Bylin G et al. Health risk evaluation of nitrogen oxides. *Scandinavian Journal of Work Environment and Health* 1993;19:14-19.
23. Gamble JF et Nicolich MJ Comparison of ambient PM risk with risks estimated from PM components of smoking and occupational exposures *J Air & Waste Manage. Assoc.* 2000 ; 50 :1514-1531
24. Samet JM, Utell MJ. Particulate air pollution and health new evidence on an old problem . *Am Rev Respir Dis* 1993; 147 : 1334-35.
25. Bates DV: Lines that connect : assessing the causality inference in the case of particulate air pollution *Environ. Health Perspect.* 2000 ;108 (2) :91-92.
26. Brunekreef B. The measurement of exposure to air pollution: concepts, methods and stakes. 40^{ème} Anniversaire de l'Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique 1998;communication orale.
27. Janssen NAH, Hoek G, Harssema H et al. Childhood exposure to PM10: relationship between personal, classroom and outdoor concentrations. *Occupational and Environmental Medicine* 1997;54:888-894.
28. Janssen NAH, Hoek G, Harssema H et al. Personal sampling of airborne particles: method performance and data quality. *Journal of Exposure and Annals of Environmental Epidemiology* 1998;8:37-49.
29. Janssen NAH, Hoek G, Brunekreef B et al. Personal sampling of particles in adults: relation among personal, indoor, and outdoor air concentrations. *American Journal of Epidemiology* 1998;147:537-547.
30. Janssen NA, Hoek G, Brunekreef B, Harssema H. Mass concentration and elemental composition of PM10 in classrooms. *Occup Environ Med* 1999 Jul;56(7):482-7.
31. Armstrong BK, Saracci R., White E., Principles of Exposure Measurement in Epidemiology. Oxford University Press, NY, 1992.
32. Armstrong BG. Effect of measurement error on epidemiological studies of environmental and occupational exposures. *Occup Environ Med* 1998;55:651-6.
33. Fuller WA, ed. 1987. Measurement Error Models. John Wiley & Sons, New York NY.
34. Pierce DA, Stram DO, Vaeth M. Allowing for random errors in radiation dose estimates for the atomic bomb sur-vivor data. *Radiat Res* 1990.123:275- 284.
35. Thomas D, Stram D, Dwyer J. Exposure measurement error: Influence on exposure-disease relationships and methods of correction. *Annu Rev Public Health* 1993 ;14:69- 93.
36. Navidi W, Thomas D, Stram D, Peters J. 1994. Design and analysis of multilevel analytic studies with applications to a study of air pollution. *Environ Health Perspect (Suppl 8)*102:25- 32.

37. Carroll RJ, Ruppert D, Stefanski LA. Measurement error in nonlinear models. Chapman & Hall, London, England, 1995.
38. Spiegelman D, McDermott A, Rossner B. 1997. Regression calibration method for correcting measurement-error bias in nutritional epidemiology. *Am J Clin Nutr* (Suppl 4) 65:1179S– 1186S.
39. Willett W. 1998. Correction for the effects of measurement error. In: *Nutritional Epidemiology*. Oxford University Press, New York NY.
40. Zidek J, Wong, L, Burnett R. 1998. Including structural measurement errors in the nonlinear regression analysis of clustered data. *Can J Stat* 26:537– 548.
41. Zeger SL, Thomas D, Dominici F, et al. Exposure measurement error in time-series studies of air pollution: concepts and consequences. *Environ Health Perspect* 2000;108:419-26.
42. Ozkaynak H, Xue J, Spengler J, Wallace L, Pellizzari E, Jenkins P. Personal exposure to airborne particles and metals : results from the particle TEAM study in Riverside, California. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1996; 6 : 57-78
43. Wilson WE, Suh HH. 1997. Fine particles and coarse particles: Concentration relationships relevant to epidemiologic studies. *J Air Waste Manage Assoc* 47:1238– 1249.
44. Rothman, K., Greenland, S. *Modern Epidemiology*; Lippincott - Raven: Philadelphia, 1998.
45. Momas I, Pirard P, Quénel P, Medina S, Le Moullec Y, Dab W, Festy B. Pollution atmosphérique urbaine et mortalité : une synthèse des études épidémiologiques publiées entre 1980 et 1991. *Revue d'Epidémiologie et de Santé Publique* 1993;41:30-43.
46. Delphino RJ, Becklake MR, and Hanley J. Reliability of hospital data for population-based studies of air pollution. *Arch. Environ. Health* 1993; 48(3) : 140-146.
47. Atkinson R. *Communication personnelle*. 15 Juin 2000.
48. Morgenstern H, Thomas D. Principles of study design in environmental epidemiology. *Environmental Health Perspectives* 1993;101:S23-S38.
49. Dockery DW, Pope CA III. Acute respiratory effects of particulate air pollution.. *Annu. Rev. Pub. Health* 1994; 15 : 107-132.
50. Schwartz J. Air pollution and hospital admissions for the elderly in Birmingham, Alabama. *Am. J. Epidemiol.*1994;139:589-598.
51. Romieu I, Meneses F, Sierra-Monge JJ, et al. Effects of urban air pollutants on emergency visits for childhood asthma in Mexico city. *Am. J. Epidemiol.* 1995; 141 : 546-553.
52. Schwartz J, Morris R. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan. *Am. J. Epidemiol.* 1995; 142 : 23-35.
53. Greenland S, Robins J. Invited commentary: Ecological studies - biases, misconceptions, and counterexamples. *American Journal of Epidemiology* 1994;139:747-760.
54. Schwartz J, Spix C, Touloumi G et al. Methodological issues of air pollution and daily counts of deaths or hospital admissions. *Journal of Epidemiology and Community Health* 1996;50:S12-S18.
55. Ostro B. The association of air pollution and mortality: examining the case for inference. *Archives of Environmental Health* 1993;48:336-342.
56. Pope III AC, Bates DV, Raizenne ME. Health effects of particulate air pollution: time for reassessment ? *Environmental Health Perspectives* 1995:472-496.
57. Schwartz J. Particulate air pollution and daily mortality: a synthesis. *Public Health Review* 1991;19:39-60.
58. Samet JM, Dominici F Zeger SL, Schwartz J., Dockery DW. The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. Part I: Methods and methodologic issues. Health Effects Institute 2000 ; Number 94, part I : 84 pages.
59. Alain Le Tertre. *Communication personnelle*. 31 octobre 2000.
60. Schwartz J. Assessing confounding, effect modification, and thresholds in the association between ambient particles and daily deaths. *Environ. Health Perspect.* 2000; 108(6) : 563-8.
61. Levy JI, Hammit JK, Spengler JD. Estimating the mortality impacts of particulate matter : what can be learned from between study variability ? *Environ. Health Perspect.* 2000; 108(2) : 109-117.
62. Le Tertre A, Quénel P, Médina S et al. Modélisation des liens à court terme entre la pollution atmosphérique et la santé. Un exemple : SO₂ et mortalité totale, Paris, 1987-1990. *Revue d'Epidémiologie et de Santé Publique* 1998;46:316-28.
63. Dab. W. Evaluation des risques sanitaires liés à l'environnement et décision en santé publique. Volume 1. *Ecole Nationale de la santé Publique*. Rennes 1994.
64. Katsouyanni K, Schwartz J, Spix et al. Short term effects of air pollution on health: the APHEA protocol. *Journal of Epidemiology and Community Health* 1996;50:S3-S11.
65. Schwartz J. Air pollution and daily mortality: a review and meta-analysis. *Environmental Research* 1994;64:36-52.
66. Cakmak S, Burnett R, Krewski D. Adjusting for temporal variation in the analysis of parallel time series of health and environmental variables. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1998;8:129-144.

67. Lee J-T, Schwartz J. Reanalysis of the effects of air pollution on daily mortality in Seoul, Korea : a case-crossover design. *Environ Health Perspect* 1999 ;107 :633-636.
68. Neas LM, Schwartz J, Dockery D. A case-crossover analysis of air pollution and mortality in Philadelphia. *Environ Health Perspect* 1999 ;107 :629-631.
69. Sunyer J, Schwartz J, Tobias A, Macfarlane D, Garcia J, Anto JM. Patients with chronic obstructive pulmonary disease are a susceptible population of dying due to urban particles : a case-crossover analysis.
70. Bateson T, Schwartz J. Control for seasonal variation and time trend in case-crossover studies of acute effects of environmental exposures. *Epidemiology* 1999;10:539-44.
71. Bates, D.V. "Adverse health impacts of pollution-continuing problems", *Scand. J. Work Environ. Health* 1995, 21, 405-411.
72. Ballester F, Corella D, Perez Hoyos S, Hervas A. Air pollution and mortality in Valencia, Spain : a study using the APHEA methodology. *J. Epidemiol. Commun. Health* 1996; 50 : 527-533.
73. Michelozzi P, Forastiere F, Fusco D, et al. Air pollution and daily mortality in Rome, Italy. *Occup. Environ. Med.* 1998; 55 : 605-610.
74. Dockery, D.W.; Schwartz, J. "Particulate air pollution and mortality : more than the Philadelphia story", *Epidemiology* 1995, 6, 629-632.
75. Le Tertre A., Touloumi G., Katsouyanni K., Schwartz J. Workshop on analysis and meta-analysis of epidemiological time-series data with applications in air pollution epidemiology. October 23-27, 2000, Santorini, Greece.
76. Mackenbach JP, Looman CW, Kunst AE. Air pollution, lagged effects of temperature, and mortality: the Netherlands 1979-87. *Journal of Epidemiology and Community Health* 1993;47:121-126.
77. Kunst AE, Looman CW and Mackenbach JP. Outdoor air temperature and mortality in the Netherlands: a time-series analysis. *American Journal of Epidemiology* 1993;137:331-341.
78. Sartor F, Snacken R, Demuth C et al. Temperature, ambient ozone levels, and mortality during summer 1994, in Belgium. *Environmental Research* 1995;70:105-113.
79. Samoli E., Schwartz J., Wojtyniak B., Touloumi G., Spix C., Balducci F., Medina S., Rossi G., Sunyer J., Bacharova L., Anderson HR., Katsouyanni K. Investigating regional differences in short-term effects of air pollution on daily mortality in the APHEA project: a sensitivity analysis for controlling long term trends and seasonality. *Soumis*.
80. Katsouyanni K, Touloumi G., Samoli E., Gryparis A., Le Tertre A., Monopolis Y. et al. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Soumis*.
81. Pope CA III, Kalkstein LS. Synoptic weather modeling and estimates of the exposure-response relationship between daily mortality and particulate air pollution. *Environmental Health Perspectives* 1996;104:414-420.
82. Samet J, Zeger S, Kelsall J. Does weather confound or modify the association of particulate air pollution with mortality. *Environmental Research* 1998;77:9-19.
83. Schwartz J. What are people dying of on high pollution days ? *Environmental Research* 1994;64: 26-35.
84. Samet JM, Zeger SL, Dominici F, Curriero F., Coursac I., Dockery DW., Schwartz J. Zanobetti A. The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. Part II: Morbidity, mortality, and air pollution in the United States. Health Effects Institute 2000 ; Number 94, part II : 84 pages.
85. Pope AC III, Dockery DW, Schwartz J. Review of epidemiological evidence of health effects of particulate air pollution. *Inhal. Toxicol.* 1995; 7 : 1-18.
86. Lipfert FW, Morris SC, Wyzga RE. Daily mortality in the Philadelphia metropolitan area and size-classified particulate matter. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 2000; 50(8) : 1501-13.
87. Académie des Sciences - CADAS. *Pollution atmosphérique due aux transports et santé publique. rapport commun n°12. Ed Tec et Doc, Paris 1999, 196 pages.*
88. Hill AB. The environment and diseases: association or causation ? *Proceedings of the Royal Society of Medicine* 1965;58:295-300.
89. Medina S, Le Tertre A, Dusseux E, Camard JP. Analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique et santé en Ile-de-France 1991-1995. ORSIF 1997; 101 pages.
90. Pope CA III. Epidemiology of Fine Particulate Air Pollution and Human Health: Biologic Mechanisms and Who's at Risk? *Environ. Health Perspect.* 2000; 108 : 713-723.
91. Medina S., Ségala C., Momas I., Boizeau D., Le Tertre A., Michel E. Characteristics of people dying in relation to winter air pollution in Paris Metropolitan area. *Soumis à Environ. Health Perspec*
92. Linn WS, Szlachet Y, Gong H Jr, Kinney PL, Berhane KT. Air pollution and daily hospital admissions in metropolitan Los Angeles. *Environ. Health Perspect.* 2000May; 108(5) : 427-34.
93. Gouveia N, Fletcher T. Time series analysis of air pollution and mortality : effects by cause, age and socioeconomic status. *J. Epidemiol. Community Health* 2000; 54(10) : 750-755.
94. Smith K, Corvalan C, Kjellström T. How much global ill health is attributable to environmental factors? *Epidemiology* 1999; 10 : 573-84.

95. Reanalysis of the harvard six cities study and the American Cancer Society study of particulate air pollution and mortality. Health Effects Institute 2000; 295 pages.
96. Morgan G, Corbett S, Wlodarczyk J, Lewis P. Air pollution and daily mortality in Sydney, Australia, 1989 through 1993. *Am J Public Health* 1998 May;88(5):759-64.
97. Burnett RT, Dales R, Krewski D, Vincent R, Dann T, Brook JR. Association between ambient particulate sulfate and admission to Ontario hospitals for cardiac and respiratory diseases. *American Journal Epidemiology* 1995; 142 : 15-22
98. Burnett RT, Cakmak S, Brook JR, Krewski D. The role of particulate size and chemistry in the association between summertime ambient air pollution and hospitalization for cardiorespiratory diseases. *Environ. Health Perspect.* 1997; 105 : 614-620
99. Burnett RT, Dales RE, Brook JR, Raizenne ME, Krewski DAA. Association between ambient carbon monoxide and hospitalizations for congestive heart failure in the elderly in 10 Canadian cities. *Epidemiology* 1997; 8 : 162-7.
100. Burnett RT, Smith-Doiron M, Stieb D, Cakmak S., Brook JR. Effects of particulate and gaseous air pollution on cardiorespiratory hospitalizations. *Arch Environ Health* 1999;54(2):130-9.
101. Schwartz J. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Tucson. *Epidemiology* 1997; 8 : 371-7.
102. Schwartz J. Air pollution and hospital admissions for heart disease in eight U.S. counties. *Epidemiology* 1999; 10 : 17-22.
103. Zanobetti A, Schwartz J, Gold D. Are there sensitive subgroups for the effects of airborne particles? *Environ Health Perspect.* 2000 Sep;108(9):841-5.
104. Campbell MJ, Tobias A. Causality and temporality in the study of short-term effects of air pollution on health. *Int J Epidemiol* 2000;29:271-273.
105. Schwartz J. The distributed lag between air pollution and daily deaths. *Epidemiology* 2000 ;11 :320-6.
106. McMichael AJ, Anderson HR, Brunekreef B et al. Inappropriate use of daily mortality analyses to estimate longer-term mortality effects of air pollution. *International Journal of Epidemiology* 1998;27:450-453.
107. Quénel P, Zmirou D, Dab W. Premature deaths and long-term mortality effects of air pollution (letter). *Int J Epidemiol* 1999;27:362.
108. Künzli N, Medina S , Kaiser R, Quénel P, Horak F Jr, Studnicka M. Assessment of air pollution attributable deaths: should we use time-series or cohort study based risk estimates? *Am. J. Epidemiol. sous presse.*
109. Zeger SL, Dominici F, Samet J. Harvesting-resistant estimates of air pollution effects on mortality. *Epidemiology* 1999 ;10 :171-5.
110. Schwartz J. Harvesting and long term exposure effects in the relation between air pollution and mortality. *Am J Epidemiol* 2000;151:440-8.
111. Schwartz J. Is there harvesting in the association of airborne particles with daily deaths and hospital admissions ? *Epidemiology* 2001.
112. Goodman P., Sinclair L., Clancy L., Dockery DW. Evidence of a cumulative effect of particulate air pollution on mortality in Dublin (Poster E101) in : proceedings of the ALA/ATS International Conference 1999. *Respir Crit Care Med* ;159(3) :1999.
113. Zanobetti A., Schwartz J., Samoli E., Gryparis A., Touloumi G., Arkinson R. et al. The temporal pattern of mortality responses to air pollution. *Soumis.*
114. Abbey DE, Nishino N, McDonnell WF, Burchette RJ, Knutsen SF, Beeson WL, Yang JX. Long-Term Inhalable Particles and Other Air Pollutants Related to Mortality in Nonsmokers. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 1999 159: 373-382
115. McDonnell WF, Abbey DE, Nishino N, Lebowitz MD. Long-term ambient ozone concentration and the incidence of asthma in nonsmoking adults: the AHSMOG Study. *Environ Res.* 1999 Feb;80(2 Pt 1):110-21.
116. Beeson WL, Abbey DE, Knutsen SF. Long-term concentrations of ambient air pollutants and incident lung cancer in California adults : results from the AHSMOG study.Adventist Health Study on Smog. *Environ Health Perspect.* 1998 Dec;106(12):813-23.3 AHSMOG
117. Zemp E et al. Long-term ambient air pollution and chronic respiratory symptoms (SAPALDIA). *Am J Respir Crit Care Med* 1999;159:1257-66.
118. Katsouyanni K, Pershagen G. Ambient air pollution exposure and cancer. *Cancer Causes Control* 1997; 8 : 284-91.
119. James Gauderman W, McConnell R, Gilliland F, London S, Thomas D, Avol E, Vora H, Berhane K, Rappaport EB, Lurmann F, Margolis HG, Peters J. Association between air pollution and lung function growth in southern california children. *Am J Respir Crit Care Med* 2000 Oct;162(4 Pt 1):1383-90
120. Künzli N., Kaiser R., Medina S. et al. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet*, 2000; 356:795-801
121. Schwartz J, Marcus A. Mortality and air pollution in London : a time-serie analysis. *Am J Epidemiol* 1990; 131 : 185-194.

122. Bates DV. Health indices of the adverse effects of air pollution: the question of coherence. *Environmental Research* 1992; 59 : 336-349.
123. Xu X, Li B, Huang H. Air pollution and unscheduled hospital outpatient and emergency room visits. *Environ. Health Perspect* 1995; 103(3) : 286-289.
124. Gamble J, King D, Stephenson R et al. Review and critique of the APHEA project. *CONCAWE*. Brussels 1996;n°95/61:42 pages.
125. Cakmak S, Burnett RT, Krewski D. Methods for detecting and estimating population threshold concentrations for air pollution-related mortality with exposure measurement error. *Risk Analysis* 1999;19:487-96.
126. Daniels MJ, Dominici F, Samet JM, Zeger SL. Estimating particulate matter-mortality dose-response curves and threshold levels: an analysis of daily time-series for the 20 largest US cities. *Am J Epidemiol* 2000 Sep 1;152(5):397-406.
127. Académie des Sciences - CADAS. Pollution atmosphérique due aux transports et santé publique. rapport commun n°12. Ed Tec et Doc, Paris 1999, 196 pages.
128. Barnes PJ. Neural control of human airways in health and disease. *Am Rev Respir Dis* 1986 ;134 :1269-1314.
129. Andersen I, Lundqvist G, Jensen P, Proctor D. Human response to controlled levels of sulfur dioxide. *Arch Environ Health* 1974 ;28 :31-39.
130. Balmes J, Fine J, Sheppard D. Symptomatic bronchoconstriction after short-term inhalation of sulfur dioxide. *Am Rev Respir Dis* 1987 ;136 :1117-21.
131. Gearhart JM, Schlesinger RB. Response of the tracheobronchial mucociliary clearance system to repeated irritant exposure : effect of sulfuric acid mist on function and structure. *Exp Lung Res* 1988 ;14 :587-605.
132. Amdur MO, Bayles J, Ugro V, Underhill DW. Comparative irritant potency of sulfate salts. *Environ Res* 1978 ;16 :1-8.
133. SFSP. La pollution atmosphérique d'origine automobile et la santé publique : bilan de 15 ans de recherche internationale. *Société française de Santé Publique. Collection Santé et Société* 1996 ;4 :251 pages et annexes.
134. Committee of the Environment and Occupational Health. Assembly of the American Thoracic Society. State of the art Health effects of outdoor air pollution. *Am J Respir Crit Care Med* 1996 ;153 :3-50.
135. Devalia JL, Campbell AM, Sapsford RJ et al. Effects of nitrogen dioxide on synthesis of inflammatory cytokines expressed by human bronchial epithelial cells in vitro. *Am J Respir Crit Care Med* 1993 ;9:271-9.
136. Moldeus P. Toxicity induced by nitrogen dioxide in experimental animals and isolated cell systems. *Scandin J Work Environ Health* 1993 ;19 :S28-S34.
137. Miller FJ, Graham JA, Raub JA, Illing JW, Meanache MG, House DE, et al. Evaluating the toxicity of urban patterns of oxidants gases. II. Effects in mice from chronic exposure to nitrogen dioxide. *J Toxicol Environ Health*. 1987, 21 :99-112.
138. Sandström T. Respiratory effects of air pollutants : experimental studies in humans. *Eur Respir J* 1995 ;8 :976-995.
139. Hazuka MJ et al. *J Appl Physiol : Respirat Environ Exercise Physiol* 1983 ;54 :730-739.
140. Jörres R et al. The effects of 1 ppm nitrogen dioxide on bronchoalveolar lavage cell and bronchial biopsy specimens in normal and asthmatic subjects. *Am Rev Respir Dis* 1992,145 :A456.
141. Kleinmann MT. Effects of short-term exposure to carbon monoxide in subjects with coronary artery disease. *Arch Environ Health* 1989 ;44(6) :361-69.
142. Morrow P, Utell M, Bauer M et al. Pulmonary performance of elderly normal subjects and subjects with chronic obstructive pulmonary disease exposed to 0.3 ppm nitrogen dioxide. *Am Rev Respir Dis* 1992 ;145 :291-300.
143. Bauer MA, Utell MJ. Effect of 0.3 ppm NO₂ on lung function and breathing patterns in subjects with COPD (abstract). *Am Rev Respir Dis* 1987 ;135 :A58.
144. Hackney J, Linn W, Avol E and al. Exposures of older adults with chronic respiratory illness to nitrogen dioxide. A combined laboratory and field study. *Am Rev Respir Dis* 1992.146/1480-86.
145. Von Nieding G, Wagner HM. Effects of NO₂ on chronic bronchitis. *Environ Health Perspect* 1979 ;29 :137-42.
146. Linn W, Shamoo D, Spier C et al. Controlled exposure of volunteers with chronic obstructive pulmonary disease to nitrogen dioxide. *Arch Environ Health* 1985.40 :313-17.
147. Chow C, Plopper C, Chin M, Dungworth D. Dietary vitamin E and pulmonary biochemical and morphological alterations of rats exposed to 0,1 ppm ozone. *Environ Res* 1981 ;24 :315-24.
148. Pearson AC, Bhalla DK. Effects of O₃ on macrophage adhesion in vitro and epithelial responses in vivo : the roles of cytokines. *J Toxicol Environ Health* 1997 ;50 :143-57.
149. Mc Bride DE, Koenig JQ, Luchtel D, Williams PV, Henderson WR. Inflammatory effects of O₃ in the upper airway of subjects with asthma. *Am J Respir Crit Care Med* 1994 ;149 :1192-7.

150. Arsalane K, Gosset PH, Vanhee D, Voisin C, Hamid Q, Tonnel AB, Wallaert B. Ozone stimulates synthesis of inflammatory cytokines by alveolar macrophages in vitro. *Am J Respir Cell Mol Biol* 1995;13 :60-68.
151. Devlin RB, Mc Donnell WF, Mann R, Becker S, House DE, Schreinemachers D, Koren HS. Ozone induced inflammation in the lower airways of human subjects. *Am Rev Respir Dis* 1989 ;139 :407-415.
152. Koren HS, Devlin RB, Becker S, Perez R, Mc Donnell WF. Time-dependent changes of markers associated with inflammation in the lungs of human exposed to ambient levels of ozone. *Toxicol Pathol* 1991 ;19 :406-11.
153. McBride DE, Koenig JQ, Luchtel DL, Williams PV, Henderson WR ; Inflammatory effects of ozone in the upper airways of subjects with asthma. *Am J Respir Crit Care Med* 1994 ;149 :1192-97.
154. Schelegle ES, Siefkin AD, McDonald RJ. Time course of ozone induced neutrophilia in normal humans. *Am Rev Respir Dis* 1991 ;143 :1353-58.
155. Momas I, Cimpelli S, Festy B. Effets de l'inhalation d'ozone sur la santé : bilan des expositions humaines contrôlées réalisées entre 1980 et 1993. *Pollution Atmosphérique* 1994 ;142 :84-88.
156. Hazucha MJ, Bates DV, Bronberg PA. Mechanism of action of ozone on the human lung. *J Appl Physiol* 1989 ;67 :1535-41.
157. Koenig J, Covert D, Marschall S, van Belle G, Pierson W. The effects of ozone and nitrogen dioxide on pulmonary function in healthy and in asthmatic adolescents. *Am Rev Respir Dis* 1987 ;136 :1152-57.
158. Desqueyroux H. Effet à court terme de la pollution atmosphérique urbaine sur l'aggravation de l'état de santé de patients asthmatiques et insuffisants respiratoires : étude de deux panels à Paris. 2000 ; Université René Descartes Paris V.179 pages et annexes.
159. Becker S, Soukup JM, Gilmour MI, Devlin RB. Stimulation of human and rat alveolar macrophages by urban particulates. Effects on oxydant radical generation and cytokines production. *Toxicol Appl Pharmacol* 1996 ;141 :637-48.
160. Baeza-Squiban, Bonvallot V., Boland S., and Marano F. Airborne particles evoke an inflammatory response in human airway epithelium. Activation of transcription factors. *Cell Biology and Toxicology* 1999 ;15 :375-380.
161. Martin LD., Krunkosky TM., Dye JA., Fischer BM., Jiang NF., Rochelle LG., Akley J., Dreher KL, Adler KB. The role of reactive oxygen and nitrogen species in the response of airway epithelium to particulates. *Environ Health Perspect* 1997 ;105(Suppl5) :1301-1307.
162. MacNee W., Li X.Y., Gilmour P., Donaldson K. Systemic effect of particulate air pollution. *Inhalation Toxicology*, 2000 ;12 (Supplement 3) :233-244
163. Nightingale JA, Cullinan P, Ashmore M, Rogers DF, Chung KF, Newman-Taylor AJ, Barnes PJ. Inflammatory effects of inhaled diesel exhaust particulates in normal subjects. *J Respir Crit Care Med* 1999 March ;159(3) :A317. (abstract)
164. Nordenhäll C, Salvi S, Pourazar J, Wilson S, Kelly FJ, Frew AJ, Holgate ST, Sanström T. Exposure to diesel exhaust enhances the expression of IL-8 and gro- α in the bronchial epithelium of healthy subjects. *J Respir Crit Care Med* 1999 March ;159(3) :A316. (abstract)
165. Fahy O, Tscopoulos A, Hammad H, Tonnel AB, Wallaert B. Effects of diesel organic extracts on chemokines release by normal peripheral blood mononuclear cells (PBMC). *J Respir Crit Care Med* 1999 March ;159(3) :A317. (abstract)
166. Stenfors N, Helleday R, Nordenhäll C, Blomberg A, Cameron J, Rudell B, Krishna MT, Frew AJ, Holgate ST, Kelly FJ, Sandström T. Low levels of diesel exhaust induce airway inflammation. *J Respir Crit Care Med* 1999 March ;159(3) :A316. (abstract)
167. Hitzfeld B, Friedrichs KH, Ring J, Behrendt. Airborne particulate matter modulates the production of reactive oxygen species in human polymorphonuclear granulocytes. *Toxicology* 1997 ;120 :185-95.
168. Gavett SH, Madison SL, Dreher KL, Winsett DW, McGee JK, Costa DL. Metal and sulfate composition of residual oil by fly ash determines airway hyperreactivity and lung injury in rats. *Environ Res* 1997 ;72 :162-72.
169. Afaq F, Abidi P, Matin R, Rahman Q. Cytotoxicity, pro-oxidant effects and antioxidant depletion in rat lung alveolar acute lung injury. *J Toxicol Environ Health* 1997 ;50 :285-305.
170. Goldsmith C, Frevert C, Imrich A, Sioutas C, Kobzik L. Alveolar macrophage interaction with air pollution particulates. *Environ Health Perspect* 1989 ;105(suppl5) :1191-1195.
171. Godolski JJ, Sioutas C, Katler M, Koutrakis P. Death from inhalation of concentrated ambient air particles in animals models of pulmonary disease. *Am J Respir Crit Care Med* 1996 ;153 :A15.
172. Diaz-Sanchez D, Tsien A, Casillas A, Dotson AR, Saxon A. Enhanced nasal cytokine production in human beings after in vivo challenge with diesel-exhaust particles. *J Allergy Clin Immunol* 1996 ;98 :114-123.
173. Salvi SS, Blomberg A, Rudell B, et al. Acute inflammatory changes in the airways of healthy human subjects following short term exposure to diesel exhaust. *Am J Respir Crit Care Med* 1997 ;155 :A425.
174. Li XY, Gilmour PS, Donaldson K, Mac Nee W. In vivo and in vitro proinflammatory effects of particulate air pollution (PM10). *Environ Health Perspect* 1997 ;105(suppl5) :1279-83.

175. Oberdorster G, Soderholm SC, Finkenstein J. Role of alveolar macrophages in lung injury : studies with ultrafine particles. *Environ Health perspect* 1992 ;97 :193.
176. Carter JD, Ghio AJ, Samet JM, Devlin RB. Cytokine production by human airway epithelial cells after exposure to an air pollution particle is metal-dependent. *Toxicol Appl Pharmacol* 1997 ;146 :180-8.
177. Donaldson K, Brown DM, Mitchell C et al. Free radical activity of PM10 : iron-mediated generation of hydroxyl radicals. *Environ Health Perspect* 1997 ;105(suppl5) :1285-1289.
178. Scannion PD, Seltzer J, Ingram RH, Reid L, Drazen DM. Chronic exposure to sulfur dioxide. *Am Rev Respir Dis* 1979 ;135 :831-9.
179. Ehrlich R ; Effect of nitrogen dioxide on resistance to respiratory infection. *Bacteriol Rev* 1966 ;30 :604.
180. Gilmour IA, Park PP, Selgrade MK. Ozone-enhanced pulmonary infection with streptococcus zooepidemicus in mice. *Am Rev Respir Dis* 1993 ;147 :753-60.
181. Spannhake EW, Tian J, Baltimore MD. [C87] Enhancement of virus-induced epithelial cell inflammatory activity by oxidant pollutant exposure. ALA/ATS 1999 International Conference :699.
182. Goings SAJ, Kulle TJ, Bascom R et al. Effect of nitrogen dioxide exposure on susceptibility in influenza and virus infection in healthy adults. *Am Rev Respir Dis* 1989 ;139 :1075-81.
183. Henderson FW, Dubrovi EJ, Harder S, Seal E, Graham D. Experimental rhinovirus infection in human volunteers exposed to ozone. *Am Rev Respir Dis* 1988 ;137 :1124-8.
184. Chauhan AJ, Linaker CH, Inskip H, Smith S, Schreiber J, Johnston SL, Holgate ST. [C87] Personal exposure to nitrogen dioxide (NO₂) and the risk of virus related asthma morbidity in children. ALA/ATS 1999 International Conference :699.
185. Polosa R., Salvi S., Particulate air pollution from motor vehicles : a putative proallergic hazard ? *Can Respir J* 1999 ;6(5) :436-441.
186. Behrendt H, Friedrich KH, Kainta-Stanicke E, et al. Allergens and pollutants in the air. A complex interaction. In : J Ring, B Przybilla eds : New trends in Allergy III. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg 1991 ;pp 467-78.
187. Thomas P, Thaler P, Sedmeier F, Przybilla B. Exposure of pollen to pollutants : modification of protein release and histamine release capacity. *ACI News* 1994 ; suppl2 :460.
188. Knox C, Suphioglu P, Taylor et al. Asthma and air pollution : two major grass pollen allergen blind to diesel exhaust. *J Allergy Clin Immunol* 1996 ;97 :378.
189. Ormstad H, Namork E, Gardner P, Johansen B. Scanning electron microscopy of immunogold labeled cat allergens on the surface of airborne house dust particles. *J Immunol Methods* 1995 ;187 :245-51.
190. Ormstad H, Johansen BV, Gaarder PI. Airborne house dust particles and diesel exhaust particles as allergen carriers. *Clin Exp Allergy* 1998 ;28 :702-8.
191. Kobayashi T, Ito T. Diesel exhaust particulates induce nasal mucosal hyperresponsiveness on inhaled histamine aerosol. *Fundam Appl Toxicol* 1995 ;27 :195-202.
192. Takafuji S, Nakagawa T. Air pollution and allergy. *Invest Allergol Clin Immunol*, 2000 ;10(1) :5-10.
193. Lovik M, Hogseth AK, Gaarder PI, Hagemann R, Eide I. Diesel exhaust particles and carbon black have adjuvant activity on the local lymph node response and systemic IgE production to ovalbumin. *Toxicology* 1997 ;121 :165-78.
194. Nilsen A, Hagemann R, Eide I. The adjuvant activity of diesel exhaust particles and carbon black on systemic IgE production to ovalbumin in mice after intranasal instillation. *Toxicology* 1997 ;124 :225-32.
195. Steinsvik TE, Ormstad H, Gaarder PI, Aaberge IS, Bjonness U, Lovik M. Human IgE production in hu-PBL-SCID mice injected with birch pollen and diesel exhaust particles. *Toxicology* 1998 ;128 :219-30.
196. Stenfors N, Helleday R, Ledin MC, Blomberg A, Frew AJ, Kelly FJ, Sandström T. Bronchoconstriction after exposure to a low level of diesel exhaust. *J Respir Crit Care Med* 1999 March ;159(3) :A316.
197. Diaz-Sanchez D, Dotson A, Takenaka H, Saxon A. Diesel exhaust particles induce total IgE production in vivo and alter the pattern of IgE messenger RNA isoforms. *J Clin Invest* 1994 ;1417-1425.
198. Takenaka H, Zhang K, Diaz-Sanchez D, Tsien A, Saxon A. Enhanced human IgE production results from exposure to the aromatic hydrocarbons from diesel exhaust : direct effect on B-cell IgE production. *J Allergy Clin Immunol* 1995 ;95 :103-115.
199. Molfino NA, Wright SC, Katz I, et al. Effect of low concentrations of ozone on inhaled allergen responses in asthmatic subjects. *Lancet* 1991 ;338 :199-203.
200. Jorres R, Norwak D, Magnussen H, Speckin P, Koschyk S. The effect of ozone exposure on allergen responsiveness in subjects with asthma or rhinitis. *Am J Respir Crit Care Med* 1996 ;153 :56-64.
201. Rusznak C, Devalia JL, Herdman MJ, Davies RJ. The effect of six hours exposure to 400 ppb nitrogen dioxide and/or 200 ppb sulphur dioxide on inhaled allergen responses in mild asthmatic subjects. *Clin Exp Allergy* 1994 ;24 :166.
202. Svartengren M., Strand V., Byling G., Järup L., Pershagen G. Short-term exposure to air pollution in a road tunnel enhances the asthmatic response to allergen. *Eur Respir J* 2000 ;15 :716-724.

203. Gold DR, Litonja A, Schwartz J, et al. Ambient pollution and heart rate variability. *Circulation* 2000 ;101 :1267-73
204. Wannamethee G, Shaper AG, Macfarlane PW, et al. Risk factors for sudden cardiac death in middle-aged British men. *Circulation* 1995 ;91 :1749-56.
205. Shaper AG, Wannamethee G, Macfarlane PW et al. Heart rate, ischemic heart disease and sudden death cardiac death in middle-aged British men. *Br Heart J* 1993 ;70 :49-55.
206. Pope CA, Dockery DW, Kanner RE, Villegas GM, Schwartz J. Daily changes in oxygen saturation and pulse rate associated with particulate air pollution and barometric pressure. Cambridge, MA ; Health Effect Institute Annual Meeting 1997 :17.
207. Peters A, Perz S, Doring A, Stieber J, Wichmann HE. Increase heart rate during an air pollution episode. *Am J Respir Crit Care Med* 1998 ;157 :A880.
208. Aronow WS. Aggravation of anginus pectoris by two percent carboxyhemoglobin. *Am Heart J* 1981 ;101 :154-7.
209. Watkinson WP, Campen MJ, Costa DL. Arrhythmia induction after exposure to residual oil fly ash particles in the pulmonary hypertensive rat. *Toxicol Sci* 1998 ;41 :209-216.
210. Peters A, Doring A, Wichmann HE, Koenig W. Increased plasma viscosity during an air pollution episode : a link to causality ? *lancet* 1997 ;349 :1582-7.
211. Marius-Nunes AL. Myocardial infarction with normal coronary arteries after acute exposure to carbon monoxide. *Chest* 1990 ;97 :491-4.
212. Allred EN, Blecher ER, Chaitman DO. Effects of carbon monoxide on myocardial ischemia. *Environ Health Perspect* 1991 ;91 :89-102.
213. Boluyt MO, Penney DG, Clubb FJ, White TP. Exposure of neonatal rats to carbon monoxide alters cardiac adaptation to aortic constriction. *J Appl Physiol* 1991 ;70 :2697-2702.
214. Braun-Fahrlander C, Vuille JC, Sennhauser FH, et al. Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. SCARPOL team. Swiss study on childhood allergy and respiratory symptoms with respect to air pollution, climate and pollen. *Am J Respir Crit Care Med* 1997; 155 : 1042-1049.
215. Ackermann-Lieblich U, Leuenberger P, Schwartz J, Schindler C, Monn C, Bolognini G, Bongard JP, Brandli O, Domenighetti G, Elsasser S, Grize L, Karrer W, Keller R, Keller-Wossidlo H, Kunzli N, Martin BW, Medici TC, Perruchoud AP, Schoni MH, Tschopp JM, Villiger B, Wuthrich B, Zellweger JP, Zemp E. Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland. Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults (SAPALDIA) Team. *Am J Respir Crit Care Med* 1997 Jan;155(1):122-9.
216. Love GJ, Lan SP, Shy CM, Riggan WB. Acute respiratory illness in families exposed to nitrogen dioxide ambient air pollution in Chattanooga, Tennessee. *Arch. Environ. Health* 1982; 37 : 75-80.
217. Pope A. Respiratory disease associated with community air pollution and a steel mill, Utah valley. *American Journal of Public Health* 1989;79:623-628.
218. Wong CM, Lam TH, Peters J, et al. Comparison between two districts of the effects of an air pollution intervention on bronchial responsiveness in primary school children in Hong Kong. *J. Epidemiol. Community Health* 1998; 52 : 571-8.
219. Heinrich J, Hoelscher B, Wjst M, Ritz B, Cyrus J, Wichmann HE. Respiratory diseases and allergies in two polluted areas in East Germany. *Environ. Health Perspect.* 1999; 107 : 53-62.
220. Gamble JF. PM2.5 and mortality in long-term prospective cohort studies: cause-effect or statistical associations? *Environ. Health Perspect.* 1998 Sep; 106(9) : 535-49.
221. Traven ND, Talbot EO, Ishii EK. Association and causation in environmental epidemiology. *Environmental Epidemiology* 1991;10:39-46.
222. Dockery D, Pope A, Xu X, et al. An association between air pollution and mortality in six US cities. *N Engl J Med* 1993; 329: 1753-59.
223. Pope A, Thun M, Namboodiri M, et al. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am J Respir Crit Care Med* 1995; 151: 669-74.
224. Kunzli N et al. Air Pollution Attributable Cases. Technical Report on Epidemiology. Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Prepared for the Third Ministerial Conference on Environment and Health London 1999.
225. Kunzli N, Kaiser R, Medina S et al. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a european assessment. *The Lancet* 2000;356:795-801.
226. Sommer H, Chanel O, Vergnaud JCh, Herry M, Sedlak N, Seethaler R. Monetary valuation of road traffic related air pollution: health costs due to road traffic-related air pollution: an impact assessment project of Austria, France and Switzerland third WHO Ministerial Conference of Environment & Health. London : WHO, 1999.
227. La D, Hardy R. Potential gains in life expectancy or years of potential life lost: impact of competing risks of death. *Int J Epidemiol* 1999; 28: 894-98.

PARTIE 4

LES REPRESENTATIONS SOCIALES DE LA POLLUTION DE L'AIR ET DES TRANSPORTS UN ETAT DE L'ART EN SOCIOLOGIE ET EN ANTHROPOLOGIE

Elsa Faugère (SHADYC)

41 Introduction

"Polluer signifie étymologiquement profaner, souiller, salir, dégrader", nous dit F. Ramade (1985) dans l'Encyclopédie Universalis. Il poursuit en donnant la définition suivante : "Le terme de pollution qualifie une multitude d'actions qui dégradent d'une façon ou d'une autre le milieu naturel. Certes, le vocable désigne sans ambiguïté les effets des innombrables composés toxiques rejetés par l'homme dans l'environnement ; cependant il s'applique également à d'autres altérations du milieu de nature physique ou chimique (émission de gaz carbonique dans l'atmosphère par exemple) qui, sans être nocives pour la santé humaine, sont susceptibles de provoquer des perturbations écologiques d'ampleur catastrophique". Cette définition nous plonge au cœur même de ce que certains sociologues et philosophes contemporains, notamment Bruno Latour (1991) et C. Larrère, R. Larrère (1997), appellent "l'Empire du Milieu". Ils désignent par là une technonature peuplée "d'objets hybrides", c'est-à-dire d'objets qui sont à la fois naturels et sociaux. La pollution de l'air qui est le produit de la rencontre entre un élément naturel, l'air, et des activités techniques humaines, est l'un de ces objets hybrides. S'y intéresser nous conduit donc à nous intéresser conjointement à la nature et aux sciences et techniques.

Au terme de cet état de l'art des recherches sociologiques et anthropologiques sur les représentations de la pollution de l'air, une première constatation s'impose : leur rareté. Ce constat nous a conduit à élargir notre champ d'investigation dans deux directions : les représentations de l'environnement en général et la question des transports et de la mobilité. En effet, la pollution de l'air, en milieu urbain est essentiellement due à l'utilisation de transports motorisés et notamment à l'augmentation du nombre de voitures particulières. Il semblait donc utile et pertinent de s'interroger sur ce phénomène et sur l'échec des politiques de report modal de l'automobile vers les transports collectifs.

42 L'environnement et les sciences sociales

Jusque dans les années 1990, la question des représentations sociales de la pollution de l'air n'était effleurée qu'au travers de grands sondages d'opinion portant, plus globalement, sur les représentations de l'environnement. Ces enquêtes d'opinion sur l'environnement se sont multipliées à partir du milieu des années 1980. Outre ces sondages, il existe également un certain nombre d'études et travaux, plus que de recherches, où les auteurs livrent, le plus souvent, les résultats brutes de leurs enquêtes. Sur cette question précise des représentations sociales de la pollution de l'air, on peut dire qu'il n'y a pas de recherche fondamentale en ce domaine. Il y a cependant un certain nombre de travaux en cours, financés par le programme

PRIMEQUAL/PREDIT². Je ne pourrai pas en rendre compte ici étant donné qu'ils n'ont pas encore donné lieu à publications. J'évoquerai cependant l'étude socio-anthropologique que nous menons actuellement au sein du SHADYC et du GREQAM sur les représentations sociales de la pollution de l'air dans les Bouches-du-Rhône³.

Les sociologues, lentement et prudemment, n'ont commencé à s'intéresser au thème plus général des représentations de l'environnement que dans les années 1980⁴. Les raisons de cet intérêt tardif et limité des sociologues et des anthropologues pour ce thème de recherche sont multiples.

La première raison est la nouveauté du thème. Comme le remarquent C. Henry et M. Jollivet (1998), "le terme « environnement », surtout dans le sens qu'il prend lorsqu'il arrive des Etats-Unis au début des années 1970, ne fait pas partie du langage des sociologues et des anthropologues et les « objets » auxquels il renvoie, du fait de leurs dimensions naturalistes, ne font pas partie de l'univers des objets qui leur est habituel". La deuxième raison est le caractère finalisé des recherches sur l'environnement qui, de ce fait même, ne paraissent pas offrir la possibilité de faire une recherche fondamentale de qualité, en sciences sociales. "Facteur aggravant", poursuivent C. Henry et M. Jollivet (1998), "la finalité des recherches sur l'environnement est systématiquement justifiée par la « demande sociale ». Or, la posture épistémologique de la sociologie consiste bien souvent à prendre ses distances par rapport au sens commun et aux idéologies qu'il véhicule et donc à échapper à toute demande sociale. B. Kalaora (1992) confirme un tel point de vue : « l'environnement, la nature, ne sont pas des notions légitimes reconnues par les instances officielles et dominantes du savoir académique. Une des raisons de cet oubli est sans doute liée au fait que les problèmes d'environnement et d'utilisation de l'espace nature ont émergé dans la sphère des gestionnaires ». Il convient cependant de noter que certains sociologues et certains anthropologues font un choix épistémologique inverse : ils construisent leur problématique scientifique à partir, précisément, d'une demande sociale. Et enfin, dernière raison, selon C. Henry et M. Jollivet, la France n'est pas un pays où la sensibilité environnementale est des plus fortes. La faible présence des sciences sociales de la scène environmentaliste reflète ainsi le manque d'intérêt des Français pour ce thème.

Comme le souligne Marc Mormont (1993), la confrontation, récente, des sciences sociales et de la sociologie, en particulier, avec les questions d'environnement, n'a pas encore donné lieu à un corps unifié de théories et de résultats de recherche. Les études sociologiques qui sont néanmoins menées sur l'environnement, car, depuis le début des années 1980, il y en a, se situent, le plus souvent, dans une perspective que l'on pourrait qualifier de "dé-constructionniste". Elles ont en effet comme objectif de déconstruire la notion d'environnement afin de montrer comment et pour quelles raisons l'environnement et/ou telle ou telle de ses composantes émergent, à un moment donné, comme problème. C'est ce que Marc Mormont (1993) appelle la question de l'institutionnalisation de l'environnement. « On entend par-là le processus par lequel des "problèmes d'environnement" - le plus souvent désignés au départ par des analyses scientifiques – deviennent des questions socio-politiques

² Grégori, N., "Une étude des représentations de la pollution urbaine par les transports en commun appliquée à la rédaction d'un programme d'actions" ; Giraud, M., "Qualité de l'air et qualité du milieu. Espace, histoire et représentations des nuisances en périphérie urbaine" ; Charles, L., "Représentations de la pollution atmosphérique et leurs relations aux initiatives d'alerte de contrôle en région Ile de France.

³ « Approche économique et socio-anthropologique de la pollution atmosphérique : application au département des Bouches-du-Rhône ».

⁴ Pour une analyse très intéressante des sciences sociales et de l'environnement, pleine de propositions de recherche novatrices, cf. Marc Mormont (1993).

ou des questions publiques, soit objet de préoccupations du public, soit objet d'intervention des pouvoirs publics » (Mormont 1993). Dans le cas de l'air, la question serait alors : quels sont les processus qui, à un moment donné de l'histoire, ont fait émerger l'air comme problème d'environnement ?

Patrick Champagne (1994) identifie quatre facteurs décisifs ayant contribué, au cours des années 1970, à constituer l'environnement en "problème vraiment politique" :

- la mise en scène médiatique de grandes catastrophes écologiques qui, grâce au pouvoir évocateur très fort de l'image, a fait entrer ces problèmes parmi les thèmes "politisables".
- le développement d'associations locales de protection de la nature et de l'environnement qui se sont transformées à partir de 1986 en groupes explicitement politiques ("les verts").
- la politique économique résultant des crises pétrolières de 1973 et 1979. Ces crises ont été à l'origine de campagnes gouvernementales visant à sensibiliser la population au problème de l'énergie et des matières premières. Ces campagnes ont contribué à créer une sensibilisation durable aux problèmes d'environnement et de ressources naturelles.
- la crise économique actuelle avec la montée du chômage qui conduit à discréditer le système économique aux yeux de larges secteurs de la population.

B. Barraqué, M. Callon, P. Fritsch et P. Lascoumes (1998 : 80) soulignent que, dans ce cadre là, "c'est au projet social de l'environnement, à l'utilisation de la nature dans une stratégie sociale qu'on s'intéresse", principalement. Selon Marc Mormont et A. Vourc'h (1990), la plupart des sociologues français étaient trop centrés sur des interprétations purement sociologiques pour admettre que les problèmes d'environnement puissent être autre chose que des prétextes à des stratégies sociales.

Il faut attendre le milieu des années 1990 pour que le principal organisme public de recherche français, le CNRS, prenne conscience de la nécessité de redonner toute sa dimension anthropologique à la question de l'environnement, c'est à dire d'en montrer la complexité et l'historicité. "La question de l'environnement est en effet devenue une composante structurelle du fonctionnement des sociétés contemporaines" (C. Henry et M. Jollivet 1998). L'anthropologie, quant à elle, s'intéresse depuis longtemps à l'environnement physique et biologique des sociétés humaines, nous rappelle C. Deverre (1998). Mais, poursuit cet auteur, l'anthropologie s'intéresse uniquement à la Nature : "la diversité des formes culturelles de construction et d'appropriation de la Nature sont un des objets classiques de la littérature anthropologique" (Deverre 1998). Le terme « d'anthropologie de l'environnement » n'est d'ailleurs jamais employé, souligne C. Deverre (1998). « En anthropologie », nous dit Claudine Friedberg (1992), « l'intérêt pour les relations que les sociétés entretiennent avec les éléments naturels de leur environnement s'est manifesté à travers l'étude de la culture matérielle, et à travers l'analyse des modes de connaissance des objets et phénomènes naturels en liaison avec leur utilisation aussi bien technique que symbolique ».

43 Les représentations sociales de l'environnement et de la pollution de l'air

Au début des années 1990, on ne savait presque rien des perceptions et des représentations de la population française en matière d'environnement. Pourtant, depuis 1978 le CREDOC, Centre de Recherche pour l'Etude et l'Observation des Conditions de vie, interroge régulièrement les Français sur l'environnement⁵. Mais il s'agit là de grands sondages

⁵ A. Dufour et J-P. Loisel (1996) ; B. Maresca (1993) ; O. Martin (1991) ; F. Gros (1991) ; A. Dufour (1995).

d'opinion qui ne permettent pas d'aller bien loin dans la compréhension et l'analyse de la diversité des points de vue des Français sur les questions d'environnement⁶. Comme le souligne à juste titre P. Collomb (1998a), "ces instituts de sondage et ces sociétés d'enquête d'opinion postulent, sans l'avoir vérifié, que le sens donné au mot environnement est uniforme et indépendant de la classe sociale ou de l'appartenance géographique des populations. Elles posent l'environnement comme objet d'ordre général voire national, rarement comme une réalité locale et jamais comme un objet différent selon que la population interrogée est à considérer comme consommatrice ou productrice d'environnement ou plus spécifiquement de paysage". Pour S. Le Floch (1999) ces grandes enquêtes consacrées à l'opinion publique sur l'environnement "consistent à mettre des individus n'ayant pas l'habitude de s'exprimer sur de tels sujets en situation de se définir par rapport à des questions pré-construites et qui répercutent les problématiques et le vocabulaire du chercheur/enquêteur". Comme le souligne Patrick Champagne (1994), « la technique des questions fermées crée l'illusion que tout le monde a une "opinion" sur les sujets abordés. Elle impose, de surcroît, à ceux qui n'ont pas d'"opinion", l'idée que chacun doit se poser la question abordée, et cela, dans les termes même où on la pose. Les opinions ne sont donc pas simplement enregistrées mais aussi "fabriquées" lors du sondage ». « De plus », poursuit-il, « les réponses se révèlent très instables dans la mesure où elles sont largement dépendantes, non seulement de l'époque, voire du moment auquel est effectué le sondage, mais aussi de la manière de libeller la question, de la place qu'elle occupe dans le questionnaire, du questionnaire dans son ensemble et de la relation qui s'est établie entre enquêteur et enquêté » (Gremy cité par Champagne 1994). On peut déplorer, suivant en cela S. Le Floch (1999) que "les enquêtes qualitatives qui laissent l'enquêté s'exprimer librement en fonction de ses préoccupations propres et avec ses mots à lui, soient bien plus rares".

431 Les représentations de l'environnement

Le manque de connaissances sur les représentations de l'environnement a conduit l'INED à lancer dans les années 1990 une vaste enquête sur ce thème auprès d'un échantillon représentatif de la population française. L'enjeu majeur, nous dit l'un des auteurs, était d'avoir une meilleure connaissance des représentations de l'environnement et une approche plus précise des caractères individuels et collectifs qui les déterminent (P. Collomb 1998a). La seule étude dont ils disposaient alors était celle de Eizner (1994). Selon cette étude, l'origine géographique et les caractéristiques culturelles influeraient sur les représentations de l'environnement. Ainsi, la population du sud érigerait davantage la nature et l'environnement en objet extérieur et en paysage s'opposant ainsi à la population du Nord qui l'intérioriserait davantage (Collomb 1998a). Les conclusions de l'enquête INED n'ont pas confirmé cette hypothèse de la détermination géographique des représentations.

Selon les sondages d'opinion du CREDOC (1985) et du CSA (1988) :

- "la nature" est choisie comme première évocation de l'environnement par 25% des Français
- le "cadre de vie" est le second choix, retenu aussi par 25% des Français
- les espaces verts (CREDOC) et "l'environnement urbain" (pour le CSA) viennent ensuite.

⁶ Pour les enquêtés, il s'agit souvent de choisir entre différentes possibilités. Voilà un exemple de question posée par les enquêteurs du CREDOC : « parmi les sujets suivants, quels sont les deux qui vous préoccupent le plus ? (chômage, pauvreté en France, maladies graves, violence et insécurité, dégradation de l'environnement, drogue, pauvreté dans le monde, immigration, tensions internationales, conflits sociaux, Europe) » (Dufour 1995).

"A la fin des années 1980, les instituts de sondage et les observateurs ministériels pensaient avoir été les témoins d'un déplacement des représentations de l'environnement chez les Français. Selon eux, l'environnement, domaine initialement réservé à une élite d'amis de la nature, semblait être devenu un objet sensible pour tous les Français et dont chacun se sentait responsable" (Collomb 1998a). Les conclusions de l'enquête INED confirment-elles ces analyses ?

Les enquêteurs de l'INED ont commencé leur enquête en posant la question suivante : "si je vous dis environnement, qu'est-ce ça évoque pour vous ?". L'avantage de cette question ouverte était de laisser les enquêtés s'exprimer librement. Les réponses obtenues sont les suivantes : 42% des personnes interrogées ont dit la nature ; 31% ont évoqué l'une des composantes de la nature (campagne, forêt...) ; 40 % ont évoqué leur propre cadre de vie, leur environnement personnel. Et pour en venir au sujet qui nous préoccupe ici, 12% ont fait référence aux nuisances (7,6% ont cité les pollutions). Les Français évoquent donc d'abord des aspects positifs de l'environnement. Tout ce qui est porteur d'angoisse est gommé et seules les "bonnes sensations" sont spontanément retenues, nous dit P. Collomb (1998b). Ce qui, poursuit cet auteur, est plutôt surprenant au vu de l'image catastrophiste que les médias diffusent à ce sujet.

Utilisant une méthode d'enquête différente, une approche qualitative par entretiens, S. Le Floch aboutit cependant à des conclusions voisines. Laissant les individus s'exprimer librement sur le mot « environnement », elle constate qu'ils évoquent essentiellement la nature et tout ce qui les entoure, leur cadre de vie, ce dans quoi ils sont quotidiennement immergés. De plus, note-t-elle, si les aspects négatifs sont ça et là dénoncés, l'environnement est teinté d'une coloration éminemment positive. Domine donc, conclut-elle une vision résolument hédoniste de l'environnement. L'enquête de M. Dobre sur les représentations sociales de l'environnement, publiée en 1995, révélait pourtant davantage les aspects négatifs associés à l'environnement. S. Le Floch (1999) suggère que cette présence importante des aspects négatifs de l'environnement était peut-être liée à la méthode utilisée : celle-ci induit une présence artificiellement gonflée des aspects négatifs parce que les libellés des questions accordent une large place aux pollutions et autres dégradations.

432 Les représentations des dégradations de l'environnement

Cette hypothèse de S. Le Floch est confirmée par l'enquête de l'INED. Après avoir posé une question ouverte d'évocation sur l'environnement où n'apparaissait pas les aspects négatifs, une approche plus directive a été utilisée dans la suite de cette enquête. Une série de mots pouvant être liés à l'environnement et des questions d'opinion ont été posés aux enquêtés. Il est alors apparu que les personnes interrogées avaient conscience des dégradations de l'environnement et que c'était, pour elles, une source d'inquiétude réelle. Il convient cependant de lire ces résultats en gardant à l'esprit les critiques émises plus haut par P. Champagne à propos de ce type d'enquête qui, prétendant découvrir les opinions des gens, bien souvent les fabrique.

Les principaux résultats sont les suivants : "97,9% des personnes interrogées pensent notamment que les pollutions de l'air (gaz ou poussières) peuvent provoquer des dégradations de la santé tout à fait graves ou graves. La forte inquiétude dont témoigne ce chiffre fléchit légèrement chez les gens dont les revenus mensuels déclarés sont inférieurs à 4000FF ou supérieurs à 20000FF. Ceux qui votent écologistes sont légèrement plus nombreux à dire oui

que les autres. Cette inquiétude devant les nuisances de la pollution de l'air repose au moins partiellement sur une expérience vécue : 17,5% affirment avoir souffert de troubles dus aux pollutions de l'air. Ces chiffres semblent mettre en évidence l'acuité du problème de la qualité de l'air, en ville et ailleurs, et la sensibilité de la population à son sujet. Les revenus ne discriminent pas clairement les réponses. Les diplômés introduisent des écarts plus sensibles : seulement 14% des non diplômés affirment avoir souffert dans leur métier de troubles dus aux pollutions atmosphériques et 20% des sondés ayant un diplôme de l'enseignement supérieur sont dans ce cas. Ce résultat surprenant amène à s'interroger sur le décalage entre l'exposition effective aux risques et leur perception. Les individus les plus sensibles sont apparemment les plus favorisés socialement, sans doute aussi les mieux informés des dangers encourus" (Barron-Yellès et Brun 1998).

Les personnes interrogées semblent donc sensibilisées à ces questions des dégradations de l'environnement. Pour autant, les deux tiers d'entre eux ne sont pas prêts à appliquer le principe de pollueur payeur qui les contraindrait à payer une taxe au litre d'essence pour participer à la lutte contre la pollution atmosphérique, nous dit cette enquête de l'INED. L'interprétation que les chercheurs de l'INED font du refus de payer une taxe supplémentaire doit, à mon avis, être nuancée. Dans le cadre de notre recherche PRIMEQUAL sur les représentations sociales de la pollution de l'air, nous posons une question similaire sur l'éventualité d'une taxe. Etant en situation d'entretien, et non en situation de questionnaire fermé, les enquêtés peuvent développer leurs réponses et leurs arguments. Si la majorité d'entre eux est effectivement opposée à la création d'une taxe supplémentaire ce n'est pas parce qu'ils sont opposés au principe de pollueur payeur mais bien plutôt parce que, d'une part, ils s'estiment déjà surtaxés et, d'autre part, ils ne font pas confiance aux politiques. S'appuyant sur l'exemple de la vignette automobile, ils pensent que cette taxe aurait toutes les chances d'être détournée de son objectif de départ. La majorité d'entre eux propose alors non pas de créer une nouvelle taxe mais de redistribuer autrement ce qu'ils paient déjà comme impôts et d'en utiliser une partie pour lutter contre la pollution de l'air.

En 1997, une enquête a été réalisée auprès des chauffeurs de taxi parisiens sur leur perception de la pollution d'origine automobile (Zagury, Momas, Le Moullec, Festy 1998). Pourquoi le choix de cette population ? « Des travaux ont montré que c'est à l'intérieur de la voiture, dans le flux de la circulation, que l'on retrouve les teneurs en polluants les plus élevés. Les professionnels de la conduite, tels que les chauffeurs de bus ou de taxi, présentent donc une exposition particulièrement importante à ces polluants » (Zagury, Momas, Le Moullec, Festy 1998). Le but de cette enquête était de déterminer l'opinion, les connaissances, les comportements et la perception que les chauffeurs de taxi ont de la pollution atmosphérique d'origine automobile. Les conclusions qu'en tirent les auteurs sont les suivantes : les chauffeurs de taxi sont davantage intéressés par la question de la pollution de l'air que la population générale. Ils ont certaines connaissances sur ce sujet même si certains aspects sont moins bien appréhendés que les autres, comme les différences existant entre les effluents essence et Diesel. Ils sont gênés par la pollution pendant leur travail mais cette gêne varie selon les conditions de conduite, les heures de la journée et les saisons : elle est davantage perçue l'été que l'hiver. De plus, près de la moitié de ces chauffeurs déclarent ressentir différents troubles éventuellement associés à la pollution (maux de tête, irritation des yeux et de la gorge, gêne respiratoire). Même s'ils n'estiment pas être les plus pollueurs, ils seraient prêts à participer à des actions pour réduire la pollution (Zagury, Momas, Le Moullec, Festy 1998).

Selon P. Collomb (1998a), les Français sont très partagés sur la compatibilité entre le progrès scientifique ou technique et l'environnement. D'un côté ils sont très attentifs aux risques de dégradation de leur bien-être sous l'effet de nuisances qui affectent l'environnement de leur vie courante et de leur activité professionnelle. Mais de l'autre, ils manifestent des réserves devant l'éventualité de devoir modifier leurs comportements ou de restreindre leur niveau de consommation et, en dernier ressort, de devoir limiter le progrès en le sacrifiant à la protection de l'environnement (N. Baron-Yellès et J. Brun 1998). S'ils sont d'accord pour préserver l'environnement, ce n'est cependant pas à n'importe quel prix. Par exemple, si la population est très sensibilisée et consciente de la pollution atmosphérique et autres nuisances occasionnées par l'usage de la voiture en ville, ils ne sont cependant pas prêts de renoncer à son utilisation, comme tend à le montrer l'échec des politiques de report modal. Nous y reviendrons. Selon plusieurs auteurs (P. Collomb 1998a, B. Maresca 1993, A. Dufour et J-P. Loisel 1996, A. Dufour 1995), la population ne vit pas les questions d'environnement comme elle vit les problèmes économiques, de revenu et d'emploi. S'ils devaient arbitrer entre protection de l'environnement et préservation des emplois, ces auteurs nous disent que les Français choisiraient sans hésiter, l'emploi.

D'une certaine manière, pour nombre d'individus, la pollution de l'air est en quelque sorte l'un des prix à payer au progrès technique et au développement économique. L'ensemble de la population est favorable à la recherche scientifique et lui accorde sa confiance (N. Baron-Yellès et J. Brun 1998). Mais les chômeurs et les jeunes sont les plus sceptiques face à la capacité du progrès technique à rétablir l'environnement. Inversement, les plus âgés sont les plus confiants. Ainsi, dans une certaine mesure, le risque de pollution de l'air qui est lié à l'utilisation de certaines technologies, est accepté par la population.

433 Le risque technologique

La question du risque a été largement étudiée par les sociologues⁷. Sans entrer dans les détails de cette abondante littérature, il paraît utile de retenir ici l'une des thèses les plus intéressantes qui est donnée par plusieurs auteurs dont D. Duclos (1987), C. Gilbert et I. Bourdeaux (1997). Ils proposent d'analyser les risques non pas comme une réalité en soi qu'il conviendrait de cerner au mieux en mobilisant sciences et techniques mais comme une construction sociale. Dans une telle vision, le risque, nucléaire par exemple, est le produit d'un jeu social complexe dans lequel intervient une pluralité d'acteurs sociaux : des associations écologistes, des scientifiques, des politiques, des journalistes, etc.). Ce sont les interactions, négociations et conflits entre ces différents acteurs qui font émerger, à un moment donné, le nucléaire comme risque environnemental. "L'attitude face aux risques apparaît comme socialement construite" (D. Duclos 1987). Ceci dit, comme le souligne à juste titre ce même auteur, on ne peut évacuer d'un revers de la main la question de la réalité du risque. Car si le risque est bien une construction sociale, il n'en demeure pas moins que le "fait" a toujours un substrat de réalité concrète : l'épidémie, la tornade, l'effondrement d'un barrage, la déforestation d'une région sont des phénomènes matériels (Duclos 1987). Si la question de la réalité du danger doit être prise avec prudence, poursuit cet auteur, elle ne peut cependant pas être éludée.

Dans une telle perspective, le risque de pollution de l'air n'existe pas comme une réalité extérieure mesurable par les sciences chimiques ou physiques. Il est le produit de l'interaction d'acteurs inscrits dans différentes sphères (économique, politique, technique, administratif, scientifique, médiatique, associatif, etc.). Pour des raisons et des intérêts multiples et souvent

⁷ Voir notamment les actes du séminaire du Programme Risques Collectifs et Situations de Crise, Département des Sciences de l'Homme et de la Société, CNRS, Grenoble.

contradictoires, poursuivent C. Gilbert et I. Bourdeaux, ces acteurs appréhendent un danger, le traitent, le mettent en forme et le font émerger comme "risque" selon diverses cartes cognitives, selon divers paradigmes stratégiques, à travers différents outils, instruments et procédures qui sont pour eux autant de ressources. Ces deux auteurs nous disent, à juste titre, qu'en matière de risques – marché fluctuant s'il en est – l'émergence d'un grand risque, d'un risque collectif tend toujours à en chasser un autre : le sida concurrence le cancer, la vache folle concurrence l'effet de serre, etc. On pourrait presque parler de l'existence de différentes « modes » successives dans le risque selon leur traitement médiatique. Aujourd'hui, la vache folle est « le risque à la mode ».

Pour en revenir à la pollution de l'air, il semble qu'elle n'ait pas encore été construite comme un risque, en tous cas pas comme un risque majeur. On pourrait dire que c'est un "risque mou" ou plutôt un risque mollement et faiblement constitué. Elle occupe en effet peu de place dans les médias, contrairement à d'autres dangers qui, comme la vache folle, monopolisent, particulièrement en ce moment, la scène médiatique. Cette affaire de la vache folle est une excellente illustration du fait qu'un risque est une construction sociale. Est-il plus dangereux de manger un steak ou de prendre sa voiture ? Alors que la conduite automobile est l'une des principales causes de décès en France⁸, la consommation et l'usage de la voiture ne cessent de croître et celle de bœuf de diminuer... Peut-être est-ce lié à ce que M. Bovy (1994) considère comme une constante psychosociale de l'attitude face au risque : "courir un risque volontaire est plus facilement accepté que celui de subir un risque involontaire même si ce dernier est très peu probable".

434 Les indicateurs ou signes subjectifs de la pollution de l'air

Pour le sociologue ou l'anthropologue qui s'intéresse aux représentations que les "gens ordinaires" ont de la pollution de l'air, il y a une difficulté méthodologique majeure. Qui décrète ou qui affirme que l'air est pollué ? Ce sont des experts, des scientifiques qui possèdent des connaissances physico-chimiques et qui utilisent des instruments de mesure de la qualité de l'air. En fonction des résultats de leurs mesures et de l'avancée de leurs découvertes scientifiques, ils vont dire qu'à tel moment et à tel endroit, l'air était pollué par tels et tels éléments. Ils donnent donc une définition scientifique de la pollution atmosphérique. Les entretiens que j'ai faits dans le cadre du programme PRIMEQUAL/PREDIT montrent que les individus ont une toute autre appréciation de la pollution de l'air. Ils ne disposent pas de capteurs techniques. Ils ont par contre leurs propres capteurs sensoriels au travers desquels ils jaugent et estiment si l'air est pollué ou ne l'est pas. Dans le cadre de notre recherche en cours, c'est précisément ce sens commun sur la pollution de l'air qui nous intéresse. Il diffère notablement du savoir scientifique.

Les personnes que nous avons interrogées perçoivent la pollution atmosphérique principalement par l'odorat et la vue. Deux expressions caractérisent bien leur perception : "c'est sale" et "ça pue". Pour la quasi-totalité des personnes interrogées, l'air est pollué sur Marseille lorsqu'ils voient une bande brumeuse un peu grise, marron, orangé ou jaunâtre. Pour certains, notamment ceux qui sont asthmatiques, allergiques, ou plus sensibles, la perception de la pollution passe également par des symptômes physiques désagréables : la gorge qui gratte, des difficultés à respirer, les yeux qui pleurent, le nez qui coule, etc.

⁸ Chez les moins de 35 ans.

Dans l'extrait d'entretien suivant, je demande à deux jeunes femmes habitant Marseille ce qui leur fait parfois dire ou penser que l'air est pollué. Jeunes étudiantes, âgées de 19 et 20 ans, elles sont toutes deux asthmatiques et allergiques.

**Extrait d'un entretien avec deux étudiantes
Marseille, juillet 2000⁹**

k : si de mon balcon je ne vois plus la mer c'est que ça ne va pas. Quand y'a le soleil, quand il fait beau et que je vois pas la mer de chez moi c'est qu'il y a un problème, c'est que ça va pas

c : moi c'est ma gorge quand je me lève le matin, pas toi ?

k : non ça me le fait pas à moi

c : quand tu te lèves le matin tu as de l'asthme tu te dis pas ouais c'est la pollution

k : ah si non mais moi je me dis pas c'est la pollution !! Moi je me dis y'a trop de poussière faut que je passe l'aspirateur ça n'a rien à, moi je fais aucun rapport avec la pollution de l'air. Quand je vois pas la mer ça fait des brouillards comme si y'avait un brouillard alors que il fait beau y'a rien de spécial y'a pas de nuages

c : moi quand je passe dans la rue quand ça sent mauvais ça arrive souvent à Marseille les pots d'échappement et le soleil en été à la plage

e : le soleil en été à la plage

c : oui

e : c'est à dire ?

c : ben je sais pas je sais pas il est bizarre le soleil déjà cette année par rapport aux autres années. Le temps qui change aussi par exemple là le mois de juillet il a pas fait beau tout ça moi je dis c'est l'effet de serre

e : et le soleil quand tu dis il est bizarre il est comment ?

c : bé je sais pas quand je bronze il brûle ou quoi il est fort en ce moment

k : t'es la seule personne qui m'a dit jusqu'à maintenant qu'elle sentait la pollution par le soleil parce qu'il tapait et qu'il brûlait plus fort et que c'était dû à la pollution. Il en faut qu'une pour dire ça, c'est toi !

e : et le brouillard que tu vois il est comment ?

k : comme si tu avais du brouillard pour de bon mais sauf que c'est comme une brume qui nous cache la mer je vois pas bien la mer de là haut c'est vrai ! je te montrerai un jour je te promets quand y'a beaucoup de pollution tu le vois après quand t'as le vent le mistral et tout c'est tout clair, normal ça se dégage non ?

⁹ Tous les extraits d'entretien de ce rapport ont été faits dans le cadre du programme de recherche PRIMEQUAL, mentionné plus haut. e = enquêteur.

Pour la majorité des personnes interrogées, un air pollué est perceptible par leurs sens (vue, odorat, respiration, etc.). Seules les personnes qui ont quelques connaissances scientifiques de la pollution atmosphérique tiennent un autre discours. Pour eux, la pollution n'est pas forcément perceptible par les sens dont il faut même se méfier.

**Extrait d'un entretien avec un météorologue, âgé de 40 ans
Marseille, juillet 2000**

"Des fois ça sent très mauvais mais c'est pas du tout dangereux et des fois c'est très dangereux et ça sent rien du tout. Par exemple un endroit où ça sent très mauvais c'est l'usine de cellulose là vers Arles et c'est pas du tout dangereux. Pourtant dès qu'on sent une odeur très forte là comme ça très agressive on a l'impression que ça fait pas du bien à la santé hein non non non. C'est un piège, la pollution radioactive est invisible incolore inodore sans saveur et elle est cancérigène. C'est absolument évident ! Donc c'est pour ça que moi j'ai un compteur Geiger maintenant y'a quelques fois des moments où autour de l'étang de Berre on a l'impression qu'il y a de la pollution parce que y'a de la crasse c'est gris et tout et puis ça peut ne pas être de la pollution ça peut être seulement des nuages. Parce que y'a des nuages qui sont sombres et qui portent pas de pollution. Donc en fait c'est compliqué. Là encore on est dans la complexité. Y'a des faux-semblant, faut faire attention faut faire attention.

C'est pour ça que c'est bien d'avoir des instruments et des mesures. Y'a les mesures qui sont faites à Marseille. Y'a donc un réseau à Marseille qui mesure la pollution mais de pas assez de paramètres mais de quelques paramètres. E y'a effectivement certains jours on observe ça, il faut voir si ça se corrobore sinon ça peut être de la brume ça peut être je sais pas mais ça l'est peut-être. Moi je sais pas je crois qu'il faut voir les données quoi. Ce que je sais c'est que des fois je vois des choses qui me font penser à de la pollution et après le soir à la télé on me dit que l'indice pollution était bon. Voilà je sais ça. Après y'a des phénomènes météorologiques comme la brume le brouillard qui n'ont rien à voir avec la pollution hein qui ont à voir avec la situation, brouillard de rayonnement enfin y'a toutes sortes de brouillards qui sont liés à des conditions météorologiques particulières

e : quand vous dites parfois vous voyez des choses qui vous font penser à la pollution, c'est quoi qui vous fait penser que là précisément ça doit être pollué

t : ça peut être une fumée qui s'étale c'est de la fumée des usines du pôle chimique ou sidérurgique de l'étang de Berre ça s'étale ça fait un nuage gris c'est de la fumée ça peut être de la brume ça peut être je sais pas ça peut être plein de choses. Je sais pas. Mais faut faire attention. Je crois je crois qu'il faut relire Platon et savoir qu'avec nos sens on n'appréhende pas toujours avec précision la réalité de la science et ça demande quand même, la pollution une expertise et aujourd'hui je crois que ce truc de pollution c'est un peu à la mode mais quand même il faut savoir aussi ce qui existe au niveau au niveau appréhension scientifique du phénomène. Je crois que c'est important de regarder tout ça avec les yeux de la raison comme on va appréhender la météo avec les yeux de la raison et ne plus se fier aux proverbes plus ou moins justes plus ou moins pertinents que disaient les paysans en français ou en occitan y'a deux cent ans...

Il convient donc de distinguer deux définitions de la pollution de l'air :

- une définition savante. Pour les scientifiques, l'air est pollué s'il est nocif pour la santé humaine, pour l'environnement naturel et/ou pour les bâtiments. Un air pollué dégrade.

- une définition populaire. Pour le sens commun, l'air est pollué si, d'une manière ou d'une autre, il gêne les sens (la vue, l'odorat, la respiration...). La pollution de l'air et, plus globalement, la pollution, est une gêne sensorielle avant tout.

La confrontation de ces deux types de définition de la pollution de l'air revient finalement à s'inscrire dans l'une des perspectives de recherche proposée par Marc Mormont (1993) à savoir : le problème des rapports entre connaissances scientifiques et cultures quotidiennes. « Les cultures quotidiennes modernes sont inévitablement marquées par la science, imprégnées de morceaux de savoir, de modèles simplifiés ou schématisés et il y aurait sans doute lieu de se pencher sur les jeux de ré interprétation des connaissances scientifiques par les gens autant d'ailleurs que sur les représentations du social qui peuvent être véhiculées par les représentations scientifiques du monde »(Mormont 1993).

435 Des représentations molles et fluctuantes

Selon J. Baron-Yellès et N. Brun (1998), si les Français sont très sensibles aux questions de dégradations de l'environnement, la nouveauté de l'émergence de telles préoccupations fait que leurs représentations de l'environnement sont encore peu structurées et fluctuantes. "Les positions devant l'environnement paraissent moins dépendre de critères sociologiques, démographiques ou économiques que de déterminants individuels renvoyant à la structuration de la personnalité de chaque individu, dans son état actuel comme dans sa dynamique", nous disent ces deux auteurs. Ils insistent sur l'importance des histoires de vie de chacun, des lieux et des expériences de l'enfance et des voyages, autant de pistes de recherche qu'il serait intéressant d'explorer davantage.

Toutes les personnes interrogées pensent que la pollution atmosphérique a des conséquences néfastes pour la santé humaine : problèmes respiratoires, allergies, asthme, toux, etc. Si tous s'accordent à pointer du doigt les méfaits occasionnés par la pollution de l'air, peu sont néanmoins prêts à modifier leurs comportements. L'exemple le plus frappant est la question des transports et de la mobilité. Alors que tous s'accordent à dire que la voiture pollue l'atmosphère, peu sont prêts à s'en passer ou plutôt peu s'en passent effectivement. Pour quelles raisons les individus préfèrent-ils la voiture à d'autres moyens de transport ? En milieu urbain, la pollution de l'air est une conséquence indirecte d'une pratique sociale très répandue : la mobilité. Etudier les représentations sociales de la pollution de l'air nous conduit donc à réfléchir à la question de la mobilité et aux rapports que les gens entretiennent avec la voiture et les transports en commun.

44 Transports, dé-placements, trajets et mobilités urbaines

441 L'échec des politiques de report modal

Les critiques actuelles du « tout-automobile » ne datent pas d'hier. Dès les années 1960, le primat de « l'auto-mobilité » urbaine était remis en question. Dans un rapport resté célèbre daté de 1963, C. Buchanan mettait en évidence les nombreux effets non voulus de l'accroissement du trafic automobile urbain : embouteillages et difficultés de stationnement synonymes de perte d'accessibilité ; la rue perd sa multifonctionnalité ; l'environnement sonore et atmosphérique se dégrade ; les accidents augmentent ; la mobilité quotidienne des non-automobilistes se détériore, etc. (Kaufmann 2000). En 1970, un colloque chargé de trouver des solutions en matière de transports urbains s'est tenu à Tours (Offner 1986). Cette

manifestation, poursuit Jean-Marc Offner, marque ce qu'il est convenu d'appeler le renouveau du transport collectif urbain en France.

Les « effets pervers » du trafic automobile urbain, qui entraînent des coûts considérables pour la collectivité et les individus, sont dénoncés, dès la fin des années 1960, d'abord par les milieux académiques et intellectuels (Kaufmann 2000). Selon Vincent Kaufmann, cette dénonciation prend réellement son envol avec Mai 68 et l'ouvrage d'Alfred Sauvy *Les 4 roues de la fortune*, paru la même année. Ces critiques sont rapidement relayées par des mouvements revendicatifs d'usagers des transports publics, mécontents de la dégradation de la qualité des services (Kaufmann 2000). Face à l'ampleur de ces mouvements de contestation, qui critiquent le « tout-automobile » et qui militent pour de meilleurs transports collectifs, un colloque, intitulé « Transports et Société », a eu lieu en avril 1978 à Royaumont. Les Annales de la Recherche urbaine consacreront leurs tous premiers numéros à la publication des communications de ce colloque¹⁰. Succédant à une première série de mouvements revendicatifs sur les transports, à partir de 1973-1974, de multiples comités de défense du cadre de vie, de l'environnement se développent, souligne E. Cherky (1978).

La mobilisation sociale des années 1970 en faveur des transports collectifs et contre « une politique du tout-automobile trop chère dans les centres-villes et trop brutale socialement » (Offner 1986) conduit le législateur à adopter une nouvelle loi en faveur des transports en commun : l'article 4 de la LOTI (loi d'orientation des transports intérieurs du 30 décembre 1983) institutionnalise le propos de 1970 (Offner 1986). Cette loi définit un droit au transport. Elle institutionnalise le libre choix du moyen de transport et lance la procédure de planification des plans de déplacement urbains (PDU), qui doit définir les principes généraux de l'organisation des transports, de la circulation, du stationnement (Kaufmann 2000). Elle vise à une utilisation plus rationnelle de la voiture, à la bonne insertion des piétons, des deux roues et des transports collectifs (Kaufmann 2000). En dépit de l'apparition, dans les années 1970, de mouvements de défense de l'environnement liés aux transports, ce n'est que récemment qu'une « amorce de prise de conscience des conséquences environnementales du trafic s'est développée en France et est en train de déboucher sur la « loi sur l'air » votée par le Parlement en 1996 » (Kaufmann 2000).

Comme l'ont souligné de nombreux auteurs (Offner 1986, Kaufmann 2000, etc.), la critique de « l'automobilité urbaine » a débouché sur une même réponse : le report modal par le développement des transports en commun ou de politiques d'urbanisme favorisant la marche, le vélo ou les transports publics. Mais tous les auteurs constatent l'échec de ces politiques de report modal : la part modale des transports individuels motorisés continue à croître, remarque V. Kaufmann (2000), celle des transports collectifs est soit stable soit légèrement croissante au détriment de la marche et du vélo (Beaucire 1996 ; Dasgupta *et al.*, 1994 ; Salomon *et al.*, 1993 ; Guidez *et al.*, 1990). Les stratégies visant à favoriser l'utilisation d'autres moyens de transport que l'automobile n'ont, d'une manière générale, pas atteint leurs objectifs, poursuit V. Kaufmann (2000). Pour quelles raisons ? Tel est précisément l'objet de son livre.

Il y souligne le fait que ces stratégies sont souvent fondées sur le concept de rationalité en fonction du temps et de l'argent : les concepts à la base de ces politiques sont tous basés sur le postulat d'une rationalité de l'utilisateur en fonction de la minimisation des temps de déplacements (Kaufmann 2000). Or, la question de la mobilité quotidienne est bien plus

¹⁰ Le numéro 3 est consacré aux « mouvements revendicatifs sur les transports urbains (Cherky 1979 ; May et Ribeill 1979 ; Imbert 1979 ; Julien 1979a). Et le numéro 4, aux « interventions régulatrices de l'Etat dans le domaine des transports » (Chapoutot 1979 ; Giblin 1979 ; Benattar 1979 ; Julien 1979b).

complexe. Pour l'appréhender et la comprendre, il faut, insiste-t-il, faire une étude approfondie des **raisons des pratiques modales**. En effet, les individus ont de « bonnes raisons » - tout son travail consiste précisément à retrouver ces bonnes raisons – de choisir tel ou tel mode de transport. Pour comprendre ces raisons, il faut analyser les modes de vie et leur évolution ainsi que les dimensions symboliques, préconise-t-il. Si un tel travail n'a pas encore eu lieu c'est, selon Vincent Kaufmann (2000), en raison du désintérêt des sciences sociales pour ces questions de mobilités quotidiennes et de pratiques modales qui restent encore aujourd'hui sous l'emprise d'une pensée économique peu imaginative dans ce domaine.

442 Le désintérêt des sciences sociales pour la mobilité quotidienne et les pratiques modales

V. Kaufmann (2000) remarque à juste titre que « l'état des savoirs sur la mobilité quotidienne et les pratiques modales est très peu avancé dans le domaine des sciences sociales ». Ce point de vue est partagé par Marc Mormont (1993) : « on ne consacre pratiquement aucune recherche à étudier la signification socio-politique des systèmes de transport et des choix en la matière : il s'agit pourtant d'un mode de traitement d'un problème essentiel de nos sociétés modernes, à savoir celui de la mobilité, dont les impacts environnementaux sont évidents ».

Dans les années 1970-1980, les approches sociologiques de la mobilité quotidienne se sont pourtant développées en France, en Allemagne et aux Pays-Bas mais elles sont restées prospectives et n'ont pas débouché sur la formulation d'une conceptualisation générale, note V. Kaufmann. Ces approches ont montré que la rationalité des modèles économiques n'existait pas dans les faits et que pour comprendre la mobilité quotidienne, il fallait mettre en œuvre une interdisciplinarité (Kaufmann 2000).

Pourtant, à l'heure actuelle, les pratiques modales sont principalement étudiées sous l'angle de la théorie de l'action économique rationnelle. Cette théorie est basée sur le postulat d'une rationalité de l'individu en fonction de la minimisation des coûts financiers et des durées de déplacement (Kaufmann 2000). Cette approche largement dominante a été sévèrement critiquée par de nombreux auteurs en raison de son incapacité à rendre compte des pratiques réelles des individus et de leurs logiques sous-jacentes, poursuit Vincent Kaufmann. Pour bien comprendre les pratiques effectives des individus et leurs logiques, il faut remettre en question l'a priori d'un choix rationnel étroit basé sur la minimisation des durées de déplacement et des coûts. V. Kaufmann se demande alors pourquoi la pensée économique néoclassique continue de dominer le champ des transports, alors qu'elle a montré ses limites. Parmi les diverses raisons de cette hégémonie, il mentionne :

- "la faible légitimité des sciences sociales et leur difficulté à dialoguer avec les sciences économiques et les sciences de l'ingénieur" ;
- "la légitimité de la pensée économique dans le monde occidental contemporain. Cette science paraît en effet comme douée d'une rigueur supérieure à celle des autres sciences sociales, ce qui est probablement lié au fait d'une formalisation poussée et de l'importance sociale des questions qu'elle pose".
- "Le manque d'intérêt que portent les chercheurs en sciences sociales pour la recherche touchant au domaine des transports. Et ce pour deux raisons : parce que c'est un domaine très appliqué et parce que la mobilité quotidienne est généralement considérée par les sciences sociales comme une simple demande dérivée de l'ordre social et culturel".

Alors que dès la fin des années 1960, de nombreux auteurs plaidaient pour une nécessaire interdisciplinarité dans l'étude des transports et de la mobilité quotidienne, remarque à juste titre V. Kaufmann, la plupart des travaux menés dans ce domaine le sont sur la base d'une approche économique néoclassique fermée. Et de faire le constat amer : 30 ans après, l'état des savoirs n'a guère avancé.

Allant dans le même sens, H. Orain (1997) constate l'hégémonie d'une vision utilitariste du transport : dans la plupart des enquêtes qui sont réalisées pour décrire et analyser les mobilités quotidiennes, le concept de déplacement sert à lui seul d'entité analytique pour traiter l'ensemble des mobilités urbaines. S. Juan (1997a) souligne à son tour la prédominance, au sein de la sociologie du transport, d'un regard individualiste. Il donne, comme exemple de ces travaux qui considèrent le déplacement comme une micro-décision des agents, les enquêtes de l'INRETS dont J. P. Orfeuil est le représentant le plus connu en France. Or, comme nous allons le voir, les concepts de déplacement et de mobilités ne sont pas équivalents.

443 De la mobilité à la question des transports

Faire de la mobilité, terme si simple d'apparence, un objet de recherche sociologique ou anthropologique pose une série de problèmes, notamment méthodologiques, qu'il n'est pas possible d'aborder dans le cadre de ce rapport. La mobilité est au cœur de l'expérience humaine. Il n'est qu'à penser aux individus privés de mobilité en raison d'un handicap physique pour prendre la mesure de toute son importance dans une vie humaine. La mobilité recouvre en fait une grande diversité de pratiques : mobilité de la vie quotidienne (domicile-travail, pratiques de loisirs, de consommation, etc.) ; mobilité résidentielle (déménagements) ; voyages touristiques ; voyages d'affaires ; migrations, etc. « La mobilité est inhérente à toutes les sociétés. Les sociétés industrialisées, au fur et à mesure qu'elles s'urbanisent et se modernisent, augmentent leur mobilité. Les sciences sociales s'accordent pour reconnaître que depuis la fin de la Deuxième Guerre mondiale, l'accroissement et la diversification sont vertigineux. D'où la nécessité de parler de la mobilité au pluriel et, partant, d'utiliser l'idée de système de mobilités » (Bassand, Coornaert, Offner et Pellegrino 1989).

Les géographes ont abondamment étudié la question de la mobilité. Plusieurs revues publient d'ailleurs régulièrement des articles sur ce thème : *Espaces et Sociétés* ; *Espaces Populations Sociétés* ; *Les Annales de la Recherche Urbaine*¹¹. Les questionnements et les problématiques des géographes étant différents de ceux des sociologues et des anthropologues, je ne chercherai pas à en rendre compte ici. Mais il serait tout à fait intéressant de comparer comment les géographes d'un côté et les sociologues de l'autre – les anthropologues n'ayant pas, à ma connaissance, étudié cette question en elle-même – abordent la question de la mobilité et des transports. Quels sont les points communs et les différences ?

Dans le cadre de ce rapport, je ne m'intéresserai qu'à l'une des formes de cette mobilité : la mobilité motorisée en milieu urbain parce qu'elle participe pleinement de la pollution de l'air. Ce qui revient en fait à centrer l'analyse sur la question du transport et des moyens de transports et, plus précisément sur l'automobile et les transports en commun. En effet, parmi toutes les causes de pollution atmosphérique il en est une qui est en perpétuelle augmentation : celle liée aux transports motorisés. Le secteur des transports est même passé au premier plan tant en ce qui concerne la consommation d'énergie que les émissions de polluants et de gaz à

¹¹ Chacune de ces revues a consacré un numéro entier à la question de la mobilité ou plutôt des mobilités : *Espaces et Sociétés*, 1989, n°54-55 ; *Les Annales de la Recherche Urbaine*, 1993, n°59-60 ; *Espace Populations Sociétés*, 1999, n°2.

effet de serre (Morcheoine et Orfeuil 1998). Cette forte augmentation est principalement due à la formidable poussée de la mobilité urbaine des personnes et des biens, nous disent ces deux auteurs. Parmi les différents modes de transport, la voiture particulière constitue la première source de pollution urbaine (Morcheoine et Orfeuil 1998). Pour comprendre et analyser les représentations que les individus ont de la pollution de l'air en zones urbaines, il semble donc tout à fait utile et pertinent de s'interroger sur la question du transport, du déplacement et de la mobilité urbaine. Car, comme le suggèrent les propos suivants, d'un homme âgé de 35 ans, la tolérance et l'acceptation de la pollution atmosphérique due aux automobiles est liée aux services rendus par ce moyen de transport :

**Extrait d'un entretien avec un homme de 35 ans
Marseille, juillet 2000**

"On est habitué aux voitures. Quand je dis c'est culturel, c'est entre guillemets. Ça fait partie de notre environnement. Quand j'étais à Paris, c'est marrant, comme quoi je devais me poser ces questions là par rapport à la pollution, j'avais imaginé une sorte de scénario où on enlèverait toutes les voitures. On ferait la mesure de tous les gaz des voitures en moyenne dans toutes les rues en terme de gaz carbonique enfin d'échappement et on enlèverait toutes les voitures. Et au lieu des voitures, on mettrait des petits tuyaux qui sortent des trottoirs qui seraient l'équivalent de ce que sortent les voitures en moyenne. Je pense que ça serait insupportable pour beaucoup de gens de le voir matérialiser par quelque chose qui n'est pas quelque chose de l'ordre de l'utilité. On voit une voiture qui passe on se dit c'est quelqu'un qui va à son boulot, etc. Donc on accepte. On accepte le fait que ce soit polluant parce que c'est utile, parce qu'on l'utilise etc. Donc on tolère ce truc là mais si on enlevait toutes les voitures et qu'à la place des voitures on mettait tous les dix mètres des gaz d'échappement qui sortent des trottoirs, ça serait insupportable pour les piétons enfin pour tout le monde".

Imaginons, à l'instar de cet homme, une ville sans voiture et sans bruit, avec des tuyaux sortant des trottoirs qui recracheraient l'équivalent des gaz d'échappement des voitures... L'inutilité ou plutôt la gratuité de cette pollution serait tout à fait intolérable. Il s'agirait là d'une pollution sans contrepartie positive pour la population.

444 Pour une écologie urbaine¹² des transports

Dans la littérature sur les transports, remarque H. Orain (1997), l'idée de mobilité quotidienne se confond souvent entièrement avec celle de déplacement. Cette confusion est particulièrement visible dans les actes du séminaire « Villes et Transports », notamment dans le chapitre consacré aux logiques de déplacement, souligne-t-elle. Et de poursuivre : « déplacer, c'est mettre ailleurs. Sans doute ce type de mouvement existe-t-il dans les routines de la vie de tous les jours. Il faut pourtant se méfier des généralisations abusives, et ne pas confondre déplacements et mobilités. Si, comme l'admettent souvent les sociologues, la mobilité ne se résume pas à une affaire de place ou de lieu, alors les deux termes ne sont pas équivalents et le déplacement n'est plus qu'une des dimensions de la mobilité ».

¹² L'écologie urbaine a été créée par les sociologues américains de l'Ecole de Chicago dans les années 1920. Deux des principaux représentants de cette importante école sociologique, R. E. Park, E. W. Burgess, ont travaillé sur des questions de mobilité résidentielle et de mobilité sociale.

Poussant plus loin l'analyse G. Amar (1993) va dans le même sens. Il pose les distinctions suivantes :

- La **mobilité** humaine est l'aptitude ou la capacité à se mouvoir.
- Le **transport** convertit la **mobilité** en **mouvement**.
- Chaque **mode de transport** produit un ou des **types de mouvement** particulier.
- Il existe différents **types de mouvements**.
- Le **déplacement** est l'un de ces types : il consiste à aller d'un point A à un point B. Dans ce type de mouvement, ce qui prime ce sont l'origine et la destination. Dans ce type de mouvement, ce qui compte c'est d'aller de A à B, A et B étant à la fois des lieux et des activités (dormir-travailler).

Mais il existe d'autres types de mouvement (circuits, cycles, tournée...) qui cherchent à le rentabiliser au mieux et à l'imbriquer davantage aux activités quotidiennes, poursuit G. Amar. Par exemple, en allant du domicile au travail, on dépose les enfants à l'école, on s'arrête faire des courses, etc. Ces détours, ces haltes peuvent être programmés. Mais parfois, ils sont imprévisibles : le jour où j'effectue tel trajet, je m'arrête, en passant, dans tel magasin ou chez tel ami. Le mouvement permet alors de découvrir des lieux et de faire de nouvelles rencontres.

Pour G. Amar (1993), "le défaut de la plupart des *concepts* de ville est dans la manière dont ils traitent du rapport ville-transport, ou encore de la *signification* du transport dans la ville. En bref, c'est parce que l'on n'a pas pensé la ville comme fondamentalement affaire de transport, comme étant elle-même pour ainsi dire un « système de mouvement », que l'on a tant de mal à traiter des problèmes de transport urbain". G. Amar pointe du doigt le fait que la ville est pensée comme un ensemble d'activités localisées, et le transport comme une conséquence regrettable mais inévitable de la croissance de la ville et de la distribution spatiale des activités, fonctions et services qui la constituent. Dans une telle vision, le transport apparaît seulement comme un moyen de passer d'un point déterminé et fixe à un autre. Pour cet auteur, comme d'ailleurs pour beaucoup d'autres, le *spécifiquement urbain* c'est la *rencontre*. "Le mouvement des hommes n'est pas la conséquence mais l'essence de l'urbanité et le transport est l'un des principaux « effecteurs » de l'urbain" (Amar 1993). Ainsi la ville est organisation du mouvement voire "système de transport".

Le mouvement, poursuit G. Amar (1993) est un caractère distinctif de l'animal en général par rapport à la plante. Il est dans la "nature" de l'homme de *sortir* de son milieu, de sa famille de sa maison. L'homme n'est pas seulement affecté par son environnement et conditionné par lui, il ne se contente pas de le modifier pour l'adapter à ses besoins, il l'élargit en permanence en en sortant. C'est en ce sens que le mouvement en tant qu'il est un "sortir" est l'une des principales modalités de l'écologie humaine, la forme même sous laquelle les hommes « ont » un environnement, nous dit G. Amar (1993).

G. Amar (1993) prône ce qu'il appelle une « approche écologique de la ville ». Une telle approche s'intéresse aux manières selon lesquelles le citoyen entre en contact avec ses semblables et avec son environnement au sens large. Il s'agit là, poursuit-il, de prendre le mouvement comme fil directeur d'une approche écologique de la ville : considérer le mouvement comme modalité écologique urbaine, c'est le voir non comme moyen mais comme mode d'habitation et de socialisation inhérent à ces deux dimensions de l'urbanité ; pas seulement comme moyen de liaison entre des lieux déjà connus et « fonctionnalisés » mais comme « inventeur » de lieux ; pas seulement comme moyen de liaison neutre entre deux activités (domicile-travail) mais comme participant de l'une et de l'autre de ces activités

ou d'une troisième ; pas comme non-lieu et temps mort – ou alors volontairement, comme « vide » conçu comme tel et appartenant comme tel à l'essence de la vie urbaine. Les questions essentielles posées à la ville sont alors : comment bouge-t-elle ou comment ça va ? Quelles différentes sortes de mouvement la ville invente-t-elle ? (Amar 1993).

Pour adopter une telle approche, et donc « examiner le mouvement en tant que fait urbain essentiel, opérateur et mode d'urbanité », il faut d'abord faire la critique de ce que l'on entend habituellement par déplacement. Comme le souligne à juste titre G. Amar, la conception traditionnelle du transport a pour formule la plus élémentaire : aller de A à B. Le mouvement étant supposé consister à « aller de A à B » (dé-placement), la question posée au transport est : quelle est la manière la plus efficace d'aller de A à B ? Dans une telle conception, il y a donc primauté des « origines-destinations » sur le mouvement. A et B sont à la fois des localisations et des activités (dormir, travailler, acheter, etc.) ou fonctions urbaines (habitat, services, emplois, etc.). Ainsi, le transport n'est conçu que comme permettant de faire passer d'un lieu à un autre, d'une activité à une autre, sans être lui-même à proprement parler un « lieu » ni une « activité » à part entière. C'est cette configuration qui a conduit à ne pas véritablement penser le transport comme membre à part entière de la ville et qui contribue ainsi à rendre si difficiles les problèmes de l'intégration du transport à la ville (Amar 1993).

Pour renouveler notre idée de la mobilité urbaine, G. Amar propose d'en élargir le concept au-delà de celui du dé-placement, en direction d'une diversité de « types de mouvement » caractérisés chacun non d'abord techniquement mais par leurs *types d'inscription urbaine*. Selon G. Amar, chaque type de mouvement se caractérise par :

- son adhérence au milieu urbain : de quelle manière donne-t-il accès aux lieux et activités de la ville ?
- par les formes d'accessibilité urbaine qu'il permet ou induit : le déplacement correspond à une accessibilité déterministe (je sais exactement ce que je veux et où je veux aller ; je peux donc emprunter un moyen de déplacement qui m'y conduise dans les meilleures conditions). Par contre, les besoins d'accessibilité « floue » ou complexe (plusieurs choses en même temps), qui font partie intégrante de l'écologie d'une ville digne de ce nom, font appel à des types de mouvement moins « rationnels » (parfois plus coûteux en temps, en fatigue...) mais adhérents à la vie urbaine.

Les deux types de mouvement extrême sont la marche et l'avion. L'avion est le moyen de transport qui permet le type idéal du dé-placement, celui qui a le moins d'adhérence au milieu urbain ; alors que, inversement, la marche permet le maximum d'adhérence et l'accès aux nombreuses potentialités offertes par une ville.

En pratique, poursuit G. Amar, le mode de transport (autobus, automobile, marche, avion, tram, train...) est un objet socio-technique résultant d'une combinaison stable et efficace d'éléments de natures très diverses :

- matériels : une puissance motrice et/ou une filière technologique
- socio-professionnels : savoir-faire, métiers...
- socio-culturels : représentations sociales, images...

Un type de mouvement, note G. Amar, ne se réalise qu'à travers un mode de transport qui constitue son support socio-technique ; mais à l'inverse, un mode de transport est susceptible de produire différents types de mouvement en fonction du contexte ou de l'environnement dans lequel il fonctionne. Par exemple, l'automobile : utilisée en environnement fluide, ce

mode de transport produit un mouvement de type adhérent : on peut s'arrêter n'importe où, flâner, bifurquer, improviser des destinations, etc. En milieu urbain saturé, cela n'est plus guère possible et on ne peut aller que du parking de son domicile à celui de sa destination en empruntant les « meilleurs chemins », c'est-à-dire entrer dans un mouvement de type « déplacement » (Amar 1993).

G. Amar insiste à juste titre sur l'importance de la diversité et de l'articulation des modes de transport : les différents modes doivent être articulés les uns aux autres parce qu'aucun des types de mouvement (qu'ils produisent) n'est auto-suffisant dans le contexte urbain. Tous les autres modes ont par exemple besoin du mode piéton. G. Amar conclue sur la mission du transporteur urbain qui, pour être adéquate à une vision écologique des problèmes de la ville, devra passer d'une fonction de producteur de transport à celle de producteur d'accessibilité urbaine. L'accessibilité est une qualité urbaine – peut-être même la qualité urbaine par excellence, remarque G. Amar. Comment concilier croissance de l'accessibilité et réduction de la mobilité des véhicules motorisés, seule responsable des problèmes environnementaux ? Tant que l'on pose implicitement que « accessibilité = mobilité motorisée », il n'y a guère de moyen de seulement concevoir une résolution de la contradiction entre les valeurs socio-économiques et les valeurs environnementales.

445 Automobilité versus transport en commun : la question du report modal

La grande question posée aux aménageurs de l'espace urbain et plus particulièrement à ceux soucieux de la qualité de l'air est celle du report modal : comment pousser les automobilistes à délaissier leur véhicule personnel pour utiliser des transports en commun qui polluent moins l'atmosphère ? L'échec des politiques de report modal incite à s'interroger sur les logiques sous-jacentes aux usages de l'automobile et des transports en commun.

4451 Usages et représentations de l'automobile

Un marqueur social

La fabrication en série de l'automobile, prélude à une production de masse et donc à une consommation de masse, date des années 1913-1914 (Yonnet 1985). Lorsque arrive la Seconde Guerre mondiale, l'automobile n'est encore en Europe qu'un bien réservé à des couches privilégiées, et sa possession conserve une haute valeur de différenciation sociale (Yonnet 1985). La *différence automobile* reflète la fracture sociale : ceux qui en ont une et ceux qui n'en ont pas. Bien avant de la vivre comme une révolution de la mobilité, la société française vit l'automobile comme une révolution des signes du prestige social, poursuit P. Yonnet. La prolifération matérielle de l'automobile, rendue possible dès 1913-1914 par la production de masse, ne devient vraiment effective en France qu'à partir des années 1950. L'automobile, jusqu'alors réservée à une élite économique, symbole visible et bruyant de la réussite sociale, devient un objet de consommation de masse ce qui modifie ses usages et ses significations.

Comme le souligne dès 1975 Luc Boltanski, les caractéristiques des différentes voitures sont un marqueur social. Etre au volant d'une jaguar ou d'une AX ne signifie pas la même chose. Mais la possession d'une voiture chère n'est pas nécessairement synonyme de richesse ni de réussite. Certaines couches de la population et certains individus sur-investissent dans l'automobile, achetant, le plus souvent à crédit, des voitures au-dessus de leurs moyens. Les propriétés symboliques de l'automobile font que les stratégies de consommation des agents

sont souvent inspirées en priorité par le souci d'échapper au repérage social en se dotant de véhicules statistiquement improbables étant donné la position qu'ils occupent dans la structure des classes, souligne Luc Boltanski (1975). Soit que, poursuit-il, comme les membres des fractions intellectuelles de la classe dominante, ils prétendent se distinguer des groupes identiques ou supérieurs sous le rapport du capital économique, mais inférieurs sous le rapport du capital culturel en achetant des voitures moins prestigieuses et moins coûteuses que ne leur permettraient leurs revenus. Soit au contraire qu'ils utilisent des voitures « au-dessus de leurs moyens » comme le font fréquemment les membres des fractions ascendantes des classes moyennes (Boltanski 1975).

Fou au volant ou conflit de classes ?

A partir du moment où l'automobile est devenue un objet de consommation de masse, elle semble avoir été dotée de nombreuses tares. Toutes sortes de lieux communs circulent sur l'automobiliste remarquait dès 1975 Luc Boltanski. Ces lieux communs font de l'automobiliste « un animal agressif » qui, dès qu'il est au volant de sa voiture, est transfiguré : « ses pulsions sortent », « le vernis craque », la violence s'exprime. Boltanski cite plusieurs idées toujours en vigueur concernant le rapport à la voiture : « La voiture libère les instincts sauvages » ; elle constitue « un symbole phallique » ; elle est « individualiste » ; elle « sépare les hommes les uns des autres », etc. Ces lieux communs s'appuient sur des interprétations hâtives de la psychanalyse et de l'éthologie ou sur certains psychanalystes et éthologues nous apprend Boltanski. Le conducteur défendrait, becs et ongles, son « territoire mobile », « ses frontières territoriales que constituent ailes et pare-chocs ».

Boltanski propose une autre interprétation qui met l'accent sur la structure de classes et sur la position sociale de chaque automobiliste. Je le cite : « Sur la route, les relations sociales entre agents s'établissent surtout sur le mode de la concurrence, chacun des partenaires cherchant à maximiser ses gains en espace ce qui équivaut à augmenter ses profits en temps. L'intensité de cette concurrence est fonction de la relation entre l'espace disponible et le nombre des véhicules : inexistante ou minima lorsque les véhicules sont très peu nombreux puisque chacun des usagers est alors libre de régler son allure comme il l'entend, la concurrence croît jusqu'à un maximum lorsque l'accroissement du nombre des véhicules dotés de vitesses différentes tend à entraver l'avance des véhicules les plus rapides tout en laissant de larges portions d'espaces inoccupées, pour diminuer jusqu'à s'annuler à nouveau lorsque la saturation de l'espace en véhicules tend à leur conférer une vitesse réduite et uniforme. Sachant que le temps est affecté d'une valeur objective et subjective différente pour ces différents partenaires selon la position qu'ils occupent dans la structure sociale et qu'ils disposent d'un capital très inégal de puissance mécanique et d'aptitudes selon qu'ils sont dotés de grosses ou de petites voitures, on voit que la concurrence pour l'appropriation de l'espace routier est largement réductible à un conflit de classe non perçu comme tel » (Boltanski 1975).

Les représentations sociales de l'automobile

Vincent Kaufmann (2000) souligne le peu de connaissances que nous avons sur les représentations sociales des moyens de transport. Afin de pallier ce manque, il a demandé aux enquêtés de quatre villes (Grenoble, Berne, Genève et Lausanne) de citer trois adjectifs qui, à leurs yeux, qualifient le mieux les transports collectifs et l'automobile. Il note d'abord un remarquable consensus autour de l'automobile : les adjectifs les plus souvent cités dans les quatre agglomérations sont les suivants : pratique ; rapide ; rend autonome ; confortable. Ainsi

le noyau de représentation de l'automobile, contrairement à celui des transports collectifs plus contrasté, j'y reviendrai plus loin, est assez clairement identifiable : il concerne le confort, la praticité et l'autonomie offerts par l'automobile (Kaufmann 2000). Fondamentalement, dit-il, l'automobile apparaît à travers ces citations comme un moyen de s'affranchir de la contiguïté. L'automobile jouit d'une représentation favorable dans les quatre villes étudiées.

Cependant, les représentations de l'automobile comportent également des aspects négatifs. Parmi eux, les plus couramment cités sont les suivants : le coût élevé, la pollution, l'encombrement et sa dangerosité. Kaufmann remarque que l'attribution du terme « polluante » est beaucoup plus présente chez les dirigeants et parmi les professions intellectuelles et d'encadrement. Il l'interprète comme l'indicateur d'une plus grande sensibilité aux questions de respect de l'environnement dans ces catégories sociales. Il note que si la dimension écologique n'est pas prépondérante dans les représentations de l'automobile et des transports en commun, elle est probablement émergente et légèrement plus présente dans la ville de Berne que dans les autres agglomérations étudiées.

Cette prise de conscience à Berne des problèmes de pollution de l'air liée aux transports urbains est à mettre en relation avec le contexte plus global de la Suisse. Dans ce pays, nous dit Kaufmann, le mouvement associatif qui émerge, comme en France, dans les années 1970 pour dénoncer les « effets pervers » du trafic automobile urbain puise sa force dans une prise de conscience des effets négatifs du trafic automobile sur l'environnement. Ces associations deviennent rapidement une force de frappe nationale, poursuit Kaufmann. Sous cette pression populaire, plusieurs municipalités suisses dont celles de Berne, ont mis en œuvre une politique de réduction du trafic automobile et d'amélioration des transports en commun.

Plusieurs auteurs¹³ soulignent une caractéristique fondamentale de la voiture : « c'est une bulle de privé traversant l'espace public », urbain en l'occurrence. L'analyse de Paul Yonnet (1985) est particulièrement intéressante parce qu'il fait l'historique de l'automobile en France en regard du processus démocratique. Ce faisant, il introduit donc la dimension du politique au cœur du phénomène automobile. Selon lui, « si c'est par l'automobile qu'augmente la mobilité générale de la population, c'est en raison des caractères intrinsèques qui s'attachent au déplacement automobile ». En effet, poursuit-il, l'automobile libère le consommateur des contraintes des transports en commun : elle rend la maîtrise de son voyage à l'ex-passager du transport collectif qui peut mener sa machine à sa guise, selon son humeur, son style, ses nécessités. Le déplacement automobile s'analyse comme accès privé à la mobilité dans l'espace public et c'est là que réside la véritable mutation qu'il introduit, à savoir l'individualisation (Yonnet 1985).

D'autres moyens de transport, comme par exemple la bicyclette, individualisaient déjà la mobilité mais, souligne P. Yonnet (1985), elle ne pouvait instaurer de privé spécifique : le cycliste est sur son engin, il lui est entièrement extérieur. « L'automobiliste au contraire s'approprie pour un usage personnel un espace public qu'il occupe, investit et aménage, dont il prend soin et qu'il époussette, qu'il nettoie, où il niche et qui le protège de l'extérieur, un espace public qu'il privatise et dont il fait son intérieur » (Yonnet 1985). Alors que l'intérieur domestique majore les contraintes (familiales, de voisinage, etc.) du fait de son immobilité, l'intérieur automobile les minore considérablement : l'automobile déracine le privé, c'est là sa grande révolution ; elle le libère du statique, elle rend autonome (Yonnet 1985).

¹³ Notamment Juan (1997b) ; Yonnet (1985) ; Duclos (1976).

Paul Yonnet (1985) voit dans cet espace privé mobile et sans attache, en constant déplacement dans l'espace public, la première des significations fondamentales du phénomène automobile : l'individualisation. Selon lui, elle est concomitante du deuxième aspect fondamental : le caractère de masse. « L'automobile donne à un niveau jamais atteint la possibilité pour tout un chacun de disposer d'un mobile individualisé privé, perspective inscrite en profondeur dans les tendances à longue durée dont s'est déduite l'idée démocratique » (Yonnet 1985). Si la France a d'abord été pionnière au tout début de l'automobile, elle n'a pas pu dépasser le stade de l'individualisme d'élite, de la production réservée, à cause de l'arrêt du processus démocratique sous la III^{ème} République (Yonnet 1985). Après la Deuxième Guerre Mondiale, la préférence automobile exprime et signale la reprise du processus d'approfondissement démocratique : elle substitue l'individualisme de masse (tellement mal vécu par les intellectuels) à l'individualisme d'élite (Yonnet 1985). Ce passage de la mobilité de quelques-uns à la mobilité de tous suppose la liberté de circuler, l'individuation des comportements, l'inexistence de privilèges de classes, souligne-t-il.

Ainsi, pour lui, les critiques de l'automobile sont finalement politiques. Elles mettent en cause l'autonomobilité, et sont une apologie des contraintes collectives, de la soumission des déplacements individuels à des normes matérielles impératives. Aussi considère-t-il que dans l'extraordinaire résistance des automobilistes à l'introduction des systèmes préventifs, il y va du maintien stratégique d'un lieu mobile du privé hors d'atteinte des décisions et des manipulations collectives, de la préservation d'une autonomie maximale dans les décisions individuelles de la conduite. L'échec des voitures électriques s'explique, selon lui, par le fait qu'elles condensent le maximum de contraintes auxquelles l'automobiliste tente d'échapper : faible autonomie, vitesse réduite, conduite uniforme et sans grande intervention possible.

Pour lui, c'est le processus démocratique lui-même qui est en jeu : « la persistance dans l'Être automobile après la crise de 1973 s'analyse comme persistance en actes dans la démocratie elle-même, volonté de poursuivre l'expérience démocratique de la circulation des hommes, des cultures, des idées et des matériaux, message parfaitement cohérent et lui-même inscrit dans un processus historique inédit, celui de l'instauration des sociétés de consommation de masse » (Yonnet 1985).

On le voit, Paul Yonnet va loin dans son analyse de l'importance prise par l'automobile dans nos sociétés occidentales contemporaines. Peut-on voir dans l'argument environnementaliste, qui sert à critiquer l'autonomobilité, un moyen, insidieux, de limiter la liberté individuelle et donc une atteinte à la démocratie ? Est-ce que la protection de l'environnement peut être considérée comme un moyen utilisé par l'Etat pour s'immiscer davantage dans la vie privée et ainsi mieux la contrôler ? Voilà en tous cas un sujet de réflexions et de débats riche et politiquement incorrects...

4452 Usages et représentations des transports en commun

Les représentations des transports en commun se construisent en fonction des représentations de l'automobile. Comme dans le cas de l'automobile, souligne Kaufmann (2000), les adjectifs servant à qualifier les transports publics renvoient davantage à la mobilité qu'ils offrent qu'à l'objet qu'ils représentent ou les conséquences qu'ils occasionnent. Ce qui revient à dire, poursuit-il que « l'évocation de la maîtrise de l'espace-temps domine donc implicitement leur représentation sociale ». Mais les transports collectifs sont moins valorisés que l'automobile : s'ils sont qualifiés de pratiques, adjectif qui revient le plus souvent, ils sont également considérés comme lents, contraignants et favorisant la promiscuité (Kaufmann 2000).

Si Kaufmann a observé une unité de contenu dans les représentations des transports en commun dans les quatre villes où il a enquêté, il note cependant que ce consensus est moindre que dans le cas des représentations de l'automobile. Les représentations des transports publics varient en fonction de la situation par rapport à l'offre : la rapidité ou la lenteur attribuée aux transports publics est fortement associée à la perception des contraintes ; la perception des coûts dépend de la représentation de la qualité des services : les transports publics sont considérés comme chers lorsque l'offre est considérée comme mauvaise, bon marché lorsque l'offre est considérée comme de bonne qualité (Kaufmann 2000). Ce qui prédomine dans les représentations des transports publics, souligne-t-il, ce sont les contraintes de ligne et d'horaire et le voyage en commun.

Si, dans toutes les villes étudiées, l'attitude à l'égard des transports en commun est moins favorable que celle envers l'automobile, Kaufmann a observé des différences : plus l'offre de transports en commun est de qualité, plus ils sont utilisés par la population et plus leur représentation est positive ; et inversement.

Il remarque ensuite que s'il n'y a pas de différence de représentation très tranchée selon la position sociale, certaines catégories d'acteurs ont cependant une attitude plus favorable à l'égard des transports publics : ce sont les professions intellectuelles et d'encadrement, les intermédiaires et les travailleurs non qualifiés. Selon lui, chez les deux premiers, cette attitude favorable découle d'une sensibilité particulière aux problèmes environnementaux, alors que pour les non qualifiés, elle semble découler d'une perception moins aiguë des contraintes propres aux déplacements en transport public.

Il distingue trois types de représentation des transports en commun : un essentiellement favorable qui les considère comme efficaces, un second essentiellement défavorable qui les considère comme contraignants et un troisième qui les considère comme écologiques (Kaufmann 2000). Mais le point essentiel qu'il souligne c'est « le constat d'une prédisposition à l'usage de l'automobile » : une large majorité de répondants tous en situation théorique de « choix modal » préfère utiliser l'automobile plutôt que les transports publics. D'après ses observations, la prédisposition à l'usage de l'automobile est plus forte parmi les catégories sociales les plus élevées, dont les modes de vie se caractérisent davantage par la connexité dans l'insertion sociale (Kaufmann 2000). Parallèlement à cette tendance générale, il souligne « l'existence d'un modèle alternatif axé sur le respect de l'environnement, qui est peut-être de nature à susciter chez certains une prédisposition à l'usage des transports publics ».

4453 L'organisation spatiale de la ville et l'offre de transports

Outre les représentations que les acteurs ont des différents moyens de transport, représentations qui sous-tendent, en partie, leurs pratiques modales, d'autres facteurs, notamment institutionnels ou liés à l'organisation spatiale de la ville et aux opportunités de transport qu'elle offre, permettent également de comprendre ces pratiques modales.

Comme le souligne S. Juan (1997b), « au-delà du symbole de la voiture-liberté qu'engendre la souplesse de son usage, des logiques institutionnelles sont à l'œuvre pour favoriser la consommation des voitures particulières : maisons individuelles en nombre croissant, zones commerciales périphériques, travail des femmes qui, conservant leurs autres rôles traditionnels, se déplacent beaucoup plus, appels des loisirs quotidiens et des week-ends... ». S. Juan insiste sur l'influence que le zonage de la ville a sur les mobilités quotidiennes : les

différents territoires urbains étant spécialisés dans telle activité, l'espace étant ainsi ségrégué en raison de la division sociale du travail, les acteurs sociaux sont contraints, pour réaliser leurs différentes activités, à la mobilité. Cet espace « fordiste-parcellaire » favorise donc la mobilité et, poursuit-il, généralement l'usage de l'automobile. « La nécessaire fréquentation des territoires spatialement ségrégués de l'espace fordiste-parcellaire est favorisée par l'usage de la voiture qui participe, à son tour, de la parcellisation des espaces en les légitimant. L'automobile est donc aussi « hétéromobile » : l'autonomie qu'elle permet s'accompagne de nombreux signes de dépendance. Cette apparente contradiction est toute logique puisque la voiture, à l'instar de la vie quotidienne, condense la dialectique de la contrainte sociale et de la liberté individuelle » (Juan 1997b).

Allant dans le même sens, V. Kaufmann (2000) compare l'organisation spatiale et les réseaux de transport des quatre agglomérations qu'il a étudiées (Genève, Berne, Grenoble et Lausanne). Son objectif, nous dit-il, est de comparer l'incitation à l'usage des modes de transport (automobile et transports publics), induite par l'organisation spatiale, et l'offre de transport dans chaque agglomération. Il en tire les conclusions suivantes :

- Berne est l'agglomération structurellement la plus favorable à l'utilisation des transports collectifs pour les raisons suivantes : l'habitat est dense, les emplois et les commerces sont fortement concentrés sur le territoire de la commune ; le réseau de transports publics permet l'accessibilité à tous les quartiers de l'agglomération et offre un très bon niveau de services (vitesse, fréquences de passage, organisation des interchanges) ; les possibilités de stationnement dans le centre-ville sont limitées
- Genève vient en seconde position comme agglomération structurellement la plus favorable à l'usage des TC : la densité élevée de population et la part importante de commerces dans le centre favorisent la massification des flux de mobilité quotidienne. Compte tenu de l'importance des flux à destination du centre, l'offre de stationnement y est peu développée. Et enfin le réseau de transports publics, couvre bien la ville centre mais insuffisamment les couronnes d'agglomération. C'est donc surtout la voiture qui permet la desserte de ces zones.
- Grenoble et Lausanne disposent d'une offre de stationnement pléthorique dans le centre, incitant à l'usage de la voiture. C'est pour cette raison qu'elles sont moins favorables à l'utilisation des TC. En revanche, l'organisation spatiale est assez favorable aux TC en raison de la forte densité du centre-ville. Mais l'offre de transports publics n'est pas très bonne (mauvaise desserte de la périphérie notamment).

Dans son analyse structurelle de ces quatre agglomérations, Vincent Kaufmann passe donc au crible trois facteurs :

- l'**organisation spatiale** (localisation et densités de l'habitat, des emplois, des commerces)
- les **réseaux de transports publics** (leur structure et leur offre)
- le **système routier** (stationnement en centre ville et échangeurs autoroutiers)

La combinaison de ces trois facteurs permet de dire si une agglomération est structurellement favorable à l'utilisation des transports collectifs ou des voitures particulières. Mais, cette prédisposition structurelle à l'utilisation de l'un ou l'autre de ces modes de transport ne permet pas de rendre compte des pratiques modales des acteurs sociaux. Si ces pratiques modales sont certes influencées par l'organisation spatiale de la ville, par son système routier et ses réseaux de transports publics, d'autres facteurs interviennent : ce que Vincent Kaufmann (2000) appelle les « logiques d'action sous-jacentes aux pratiques modales ».

4454 Les logiques d'action sous-jacentes aux pratiques modales

Selon Vincent Kaufmann, la complexité et la diversité des pratiques quotidiennes de mobilité ne peuvent se comprendre qu'en faisant appel à deux notions plus larges : la vie quotidienne et le mode de vie. Pour lui, les activités de la vie quotidienne appartiennent à quatre sphères (travail, activités domestiques, temps libre, engagement) qui sont chacune régies par des logiques d'action particulières. Et ces logiques d'action déterminent des mobilités spécifiques.

Pour analyser et comprendre les pratiques modales, il faut, selon Vincent Kaufmann, mobiliser et articuler différents facteurs, d'où la complexité de cet objet de recherche : les rationalités individuelles (ou logiques d'action), l'organisation spatiale et institutionnelle de l'agglomération urbaine, la situation par rapport à l'offre de transport public, les représentations des différents moyens de transport, le mode de vie et les habitudes de la vie quotidienne. A la fin de son ouvrage, Vincent Kaufmann propose une typologie basée sur la combinaison de ces différents facteurs. Il distingue quatre types d'usagers :

- les automobilistes exclusifs
- les écologistes civiques
- les automobilistes contraints à l'usage des transports publics
- ceux sensibles à l'offre

Les automobilistes exclusifs

Dans ce groupe, il y a une sur-représentation d'individus situés aux deux extrémités de l'échelle sociale. Les membres de ce groupe n'utilisent jamais les transports collectifs alors qu'ils disposent d'une offre performante près de chez eux. Ils ont une représentation défavorable des transports en commun. Leur mode de vie se rapproche de l'idéal-type californien c'est à dire un individualisme démocratique de masse (appropriation privée de biens de consommation matériels comme l'automobile et la villa individuelle).

Les écologistes civiques

Ils sont plus nombreux dans les catégories socialement les plus dotées. Leur système de valeurs est axé autour du respect de l'environnement. Leurs représentations mettent en exergue les inconvénients de l'automobile et les avantages des transports publics en matière d'environnement. Dès qu'ils le peuvent, ils privilégient les transports en commun. Leur mode de vie se rapproche de l'idéal-type citadin c'est à dire d'une vie sociale dans des lieux publics proches du domicile. Les écologistes civiques fréquentent beaucoup le centre-ville.

Les automobilistes contraints à l'usage des transports publics

Ils sont plus présents parmi les indépendants et les non qualifiés. Ils adhèrent aux représentations dominantes de l'automobile et des transports publics. Ils n'utilisent ces derniers que quand l'utilisation de leur véhicule personnel est problématique. L'attachement à la ville-historique prime sur l'accessibilité en automobile ; en ce sens, leur mode de vie se rapproche un peu de l'idéal-type citadin.

Les usagers sensibles à l'offre

Ils sont assez équitablement représentés dans toutes les catégories socioprofessionnelles. Ces individus qui utilisent les transports collectifs n'ont pas de fort a priori favorable ou défavorable à l'égard de l'automobile et des transports publics. Ce sont les seuls à être véritablement sensibles à l'offre de transports publics.

45 Recommandations et pistes de recherche

Cet état de l'art des recherches socio-anthropologiques sur la pollution de l'air et les transports a mis en évidence d'importantes lacunes. Il s'agit là d'objets de recherche nouveau, peu investis par ces disciplines. De nombreux chantiers de recherche restent donc à ouvrir. Au vu des enjeux économiques, sociaux et environnementaux, il apparaît urgent de rattraper le retard en la matière.

Les principaux manques se situent au niveau des **enquêtes qualitatives** et de **l'observation des comportements** individuels. En effet, dans le meilleur des cas, les travaux portant sur ces thèmes se contentent de recueillir et d'analyser les discours des individus. L'observation effective des pratiques des acteurs sociaux, de leurs comportements quotidiens vis-à-vis des transports par exemple fait cruellement défaut. En effet, si dans certaines enquêtes, les gens parlent de leurs pratiques, cela reste du discours. Et les sociologues et anthropologues ont amplement montré l'écart qui existe toujours entre discours et pratiques réelles ainsi que l'importance d'analyser cet écart pour comprendre le jeu social. Il me paraîtrait donc particulièrement judicieux de mettre en œuvre une recherche socio-anthropologique portant tout à la fois sur les discours des individus et sur l'observation de leurs pratiques autour des objets pollution de l'air et transports.

Le protocole d'enquête pourrait être le suivant. On choisit une ville qui connaît des problèmes de pollution de l'air et de transports urbains, par exemple Marseille, et, au sein de cette ville quelques quartiers bien distincts : un quartier du centre ville ; un quartier périphérique mais appartenant à la ville et un quartier situé en dehors de l'agglomération urbaine. Dans chacun de ces quartiers, l'ethnologue ou le sociologue fait des enquêtes qualitatives auprès d'un échantillon de la population en combinant ses différentes techniques d'enquête : entretiens ouverts, discussions informelles, observation des pratiques, description du réseau de transports en commun, etc. Il conviendrait de suivre pendant un temps suffisant (plusieurs mois) un certain nombre de foyers (familles, couples, célibataires), d'observer les pratiques de mobilité de chacun de ses membres et de leur demander, entre autres, d'expliquer les raisons de leurs choix : pourquoi à tel moment, pour faire telle activité et aller dans tel endroit, ils choisissent de prendre leur voiture, leur vélo, le bus, ou bien de marcher. Est-ce que leurs comportements à l'égard des moyens de transport s'est modifié et pour quelles raisons (naissance d'un enfant, déménagement, travail, etc.). Quelles représentations ont-ils de chacun de ces moyens de transport ? Que signifie pour eux le fait de prendre leur voiture, un bus, de faire du vélo ou de marcher ? Sous-jacentes au choix de ces deux derniers moyens de transport résident certaines représentations de l'hygiène et de la santé. Les pratiques de loisir et notamment celles qui s'ancrent dans des expressions banales comme « prendre l'air », « s'aérer » (balade dans la nature, en montagne, au bord de la mer, etc.) me paraissent très significatives de la représentation que les individus ont de l'air comme élément purificateur et source de bien-être et de santé. Comment les individus perçoivent-ils la pollution de l'air (odorat, vue, gênes respiratoires, irritations, etc.) ? Quels sont les décalages entre ce sens commun sur la pollution de l'air et les connaissances scientifiques ?

Une telle étude permettrait d'analyser de manière plus fine les représentations que les acteurs sociaux ont de l'air, de la pollution, des moyens de transports, et ce qu'ils signifient pour eux. Elle permettrait également de mieux appréhender les raisons des choix qu'ils font en matière de transport ce qui, d'un point de vue opérationnel, aiderait à une meilleure définition des politiques de report modal.

46 Conclusion

Pour expliquer l'échec des politiques de report modal de l'automobile sur les transports en commun, il faut abandonner le « paradigme de *l'homo oeconomicus* dont la maximisation de l'utilité est postulée comme a priori de toutes les actions sociales » pour comprendre « *l'homo sociologicus* douée de plusieurs logiques d'action qui se combinent » (Kaufmann 2000). La complexité sociale est ainsi réintroduite au cœur d'un sujet d'apparence simple et banal, celui de la mobilité et des transports. Si, tout en étant conscients des « effets pervers » de l'automobile, les individus résistent autant aux politiques de report modal et continuent d'utiliser leur voiture personnelle, c'est parce qu'ils ont de bonnes raisons de le faire.

La question des représentations sociales de la pollution de l'air nous a ainsi conduit à nous intéresser à la question des mobilités quotidiennes et des transports urbains, autant de thèmes de recherche délaissés par les sociologues et les anthropologues. Pourtant ces questions d'environnement et de mobilités constituent des enjeux et des problèmes sociaux, économiques, politiques et écologiques majeurs dans les sociétés occidentales contemporaines. Appréhendés principalement au travers de grands sondages d'opinions et d'enquêtes quantitatives, la complexité des logiques sociales en jeu demeure encore mal connue.

47 Références bibliographiques

- Amar, G., 1993, Pour une écologie urbaine des transports, in *Les Annales de la Recherche Urbaine*, n°59-60 : 140-151.
- Barron-Yellès, N., et Brun, J., 1998, L'univers des opinions sur l'environnement, in *Les Français et l'environnement*, P. Collomb et F. Guérin-Pace, Travaux et Documents n°141, INED, PUF Diffusion, Paris.
- Barraqué, B., Callon, M., Fritsch P., Lascoumes, P., 1998, Sociologie, science politique et environnement, in *La question de l'environnement dans les sciences sociales, Eléments pour un bilan*, Lettre n°17, CNRS : 79-87.
- Bassand, M., Coornaert, M., Offner, J. M., Pellegrino, P., 1989, Introduction, in *Espaces et Sociétés*, n°54-55 : 7-13.
- Beaucire, F., 1996, Les transports publics et la ville, Editions Milan, Toulouse.
- Benattar, G., 1979, Sur les fondements de l'intervention de l'Etat, in *Les Annales de la Recherche Urbaine*, n°4 : 124-6.
- Boltanski, L., 1975, Les usages sociaux de l'automobile : concurrence pour l'espace et accidents, in *Actes de la Recherche en Sciences Sociales*, n°2 : 25-49.
- Bovy, M., 1994, La population face au risque majeur : les aspects psychosociaux, in *Environnement et Société*, n°12, Fondation Universitaire Luxembourgeoise : 65-70.
- Champagne, P., 1994, Environnement, espace public et représentation, in *Espaces et Sociétés*, n°77 : 45-64.
- Chapoutot, J. J., 1979, Transports collectifs, régulation politique et contradictions territoriales, in *Les Annales de la Recherche Urbaine*, n°4 : 94-119.
- Cherky, E., 1979, A propos des mouvements de défense de l'environnement, in *Les Annales de la Recherche Urbaine*, n°3 : 72-100.
- Collomb, P., 1998a, Introduction : présentation de l'enquête "Population-Espaces de Vie-Environnement", in *Les Français et l'environnement*, P. Collomb et F. Guérin-Pace, Travaux et Documents n°141, INED, PUF Diffusion, Paris.

- Collomb, P., 1998b, L'univers des représentations associées au mot environnement, in *Les Français et l'environnement*, P. Collomb et F. Guérin-Pace, Travaux et Documents n°141, INED, PUF Diffusion, Paris.
- Dasgupta, M., Oldfield, R., Sharman, K., Webster, V., 1994, Impact of Transport Policies in five Cities, Project Report 107, Transport Research Laboratory, Crowthorne.
- Deverre, C., 1998, La place des sciences sociales dans la problématique environnementale, in *Les dossiers de l'environnement de l'INRA*, n°17, Versailles : 11-22.
- Dobre, M., 1995, L'opinion publique et l'environnement, IFEN.
- Duclos, D., 1987, La construction sociale du risque : le cas des ouvriers de la chimie face aux dangers industriels, in *Revue Française de Sociologie*, XXVIII : 17-42.
- Duclos, D., 1976, L'automobile impensable, Centre de Sociologie urbaine.
- Dufour, A., 1995, Opinion des Français sur l'environnement et appréciations sur l'eau de robinet, Collection Etudes et Travaux n°6, Collection des Rapports n°162, CREDOC, Paris.
- Dufour, A., et Loisel, J-P., 1996, Les opinions des Français sur l'environnement et sur la forêt, Collection Etude et Travaux n°12, Collection des Rapports n°174, CREDOC, Paris.
- Eizner, N., 1994, Les représentations sociales de l'environnement. Le cas de la France, Rapport, Groupe de recherche sur les mutations des sociétés contemporaines, Contrat MRT/CNRS n°501433.
- Friedberg, C., 1992, Ethnologie, anthropologie : les sociétés dans leurs « natures », in *Les passeurs de frontières*, M. Jollivet (dir.), CNRS Editions, Paris : 155-66.
- Giblin, M., 1979, Le transport urbain est-il un outil de régulation du système urbain ? in *Les Annales de la Recherche Urbaine*, n°4 : 120-3.
- Gilbert, C., Bourdeaux, I., 1997, Au-delà de l'alternative maîtrise-non-maîtrise des risques collectifs : propositions pour des analyses et politiques intermédiaires, in *Natures Sciences Sociétés*, vol. 5, n°3 : 50-7.
- Gros, F., 1991, Opinions sur l'énergie et sur ses utilisations, Collection des Rapports n°105, CREDOC, Paris.
- Guidez, J. M., Geffrin, Y., Lassave, P., 1990, 10 ans de mobilité urbaine. Les années 80, CETUR, Bagnaux.
- Henry, C., Jollivet, M., 1998, Introduction in *La question de l'environnement dans les sciences sociales. Eléments pour un bilan*, Lettre n°17, CNRS : 5-12.
- Imbert, M., 1979, Mouvements revendicatifs et enjeux sociaux des politiques d'équipement, in *Les Annales de la Recherche Urbaine*, n°3 : 129-32.
- Juan, S., 1997a, Cadre de vie et transport du point de vue du champ de la vie quotidienne. Modèles interprétatifs et difficultés méthodologiques d'étude de la mobilité, in *Les sentiers du quotidien. Rigidité, fluidité des espaces sociaux et trajets routiniers en ville*, S. Juan, A. Largo-Poirier, H. Orain, J. P. Poltorak, L'Harmattan, Paris : 13-34.
- Juan, S., 1997b, La structuration institutionnelle de la mobilité quotidienne. Le poids du matériel, in *Les sentiers du quotidien. Rigidité, fluidité des espaces sociaux et trajets routiniers en ville*, S. Juan, A. Largo-Poirier, H. Orain, J. P. Poltorak, L'Harmattan, Paris : 35-62.
- Julien, N., 1979a, Débats, in *Les Annales de la Recherche Urbaine*, n°3 : 133-8.
- Julien, N., 1979b, Débats, in *Les Annales de la Recherche Urbaine*, n°4 : 127-30.
- Kalaora, B., 1992, L'environnement, la nature et les sciences sociales. Le sociologue tout contre l'expert, in *Les experts sont formels*, Theys, dir., vol. 2.

- Kaufmann, V., 2000, Mobilité quotidienne et dynamiques urbaines. La question du report modal, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne.
- Larrère, C., et Larrère, R., 1997, Du bon usage de la nature. Pour une philosophie de l'environnement, ALTO, Aubier, Paris.
- Lassave, P., 1987, Les plans de déplacement urbain, in *Les Annales de la Recherche Urbaine*, n°37 : 106-12.
- Latour, B., 1991, Nous n'avons jamais été modernes. Essai d'anthropologie symétrique, La Découverte, Paris.
- Le Floch, S., 1999, Environnement, paysage, écologie... et gens ordinaires. Quelques pistes de réflexion issues d'une enquête exploratoire, in *Natures Sciences Sociétés*, vol.7, n°2 : 65-71.
- Maresca, B., 1993, L'espace de l'environnement, Cahier de Recherche n°53, CREDOC, Paris.
- Martin, O., 1991, Opinions et usage des voies de circulation routière. Le réseau routier et l'environnement, Collection des Rapports n°103, CREDOC, Paris.
- May, N., Ribeill, G., 1979, Mouvements revendicatifs sur les transports urbains : formes, enjeux, portée, in *Les Annales de la Recherche Urbaine*, n°3 : 101-21.
- Morcheoine, A., Orfeuil, J-P., 1998, Transports, Energie, Environnement, in *Transports*, n°390 : 225-38.
- Mormont, M., 1993, Sciences sociales et environnement. Approches et conceptualisations, Rapport au service de la Recherche du Ministère de l'Environnement, Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Arlon.
- Mormont, M., Vourc'h, A., 1990, Recherches en sciences sociales et environnement. Etat de la question et propositions, Rapport au SRETIE, Secrétaire d'Etat chargé de l'Environnement, Veres Consultant, Paris.
- Offner, J-M., 1986, Les transports publics en France depuis 1970, in *Les Annales de la Recherche Urbaine*, n° 31 : 107-13.
- Orain, H., 1997, Du côté des trajets. Types de mobilités quotidiennes, in *Les sentiers du quotidien. Rigidité, fluidité des espaces sociaux et trajets routiniers en ville*, S. Juan, A. Largo-Poirier, H. Orain, J-F. Poltorak, L'Harmattan, Paris : 97-119.
- Ramade, F., 1985, Pollution, in *Encyclopédie Universalis*, Corpus 14, Paris : 924-5.
- Salomon et al., (eds.), 1993, A Billion Trips a Day, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Tarrius, A., 1985, Transports autoproduits : production et reproduction du social, in *Espaces et Sociétés*, n°46 : 35-54.
- Yonnet, P., 1985, Automobile. La société de mobilité, in *Jeux, modes et masses (1945-1985)*, P. Yonnet, Gallimard, Paris : 243-93.
- Zagury, E., Momas, I., Le Moullec, Y., Festy, B., 1998, Enquête auprès des chauffeurs de taxi artisans parisiens : perception de la pollution d'origine automobile, in *Pollution Atmosphérique*, janv-mars : 61-70.

ANNEXE

