Étude exploratoire du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur

Rapport d'étude

Avril 2014 | Édition scientifique

Observatoire de la qualité de l'air intérieur

CSTB
le futur en construction

anses
agence nationale de sécurité sanitaire alimentation, environnement, travail

Étude exploratoire du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur

Rapport d'étude

Avril 2014 Édition scientifique

Observatoire de la qualité de l'air intérieur

CSTB
le futur en construction

anses
agence nationale de sécurité sanitaire alimentation, environnement, travail

ETUDE EXPLORATOIRE DU COÛT SOCIO-ECONOMIQUE DES POLLUANTS DE L'AIR INTERIEUR

Convention Anses/ABM/CSTB – N° 2011-CRD-11

Avril 2014

Mots clés

Air intérieur, impact sanitaire, coût économique, Etude faisabilité, benzène, trichloroéthylène, radon, monoxyde de carbone, particules, fumée de tabac environnementale

Présentation des intervenants

PRÉAMBULE : Les experts externes, membres de comités d'experts spécialisés, de groupes de travail ou désignés rapporteurs sont tous nommés à titre personnel, *intuitu personae,* et ne représentent pas leur organisme d'appartenance.

GROUPE DE TRAVAIL

M. Pierre KOPP – Professeur à l'université Panthéon-Sorbonne (Paris I) Ecole d'Economie de Paris. Spécialité : économie

M. Guillaume BOULANGER – Anses – Unité d'évaluation des risques liés à l'air – Direction de l'évaluation des risques (DER)

Mme Valérie PERNELET-JOLY – Anses – Unité d'évaluation des risques liés à l'air – Direction de l'évaluation des risques (DER)

M. Thomas BAYEUX – Anses – Unité Risques et Société – Direction de l'Information, de la Communication et du Dialogue avec la Société

M. Benoit VERGRIETTE – Anses – Unité Risques et Société – Direction de l'Information, de la Communication et du Dialogue avec la Société

Mme Corinne MANDIN – Université Paris-Est – Centre scientifique et technique du bâtiment, Direction Santé Confort – Observatoire de la qualité de l'air intérieur

Mme Séverine KIRCHNER – Université Paris-Est – Centre scientifique et technique du bâtiment, Direction Santé Confort – Observatoire de la qualité de l'air intérieur

CONTRIBUTION

Mme Adélie POMADE – Docteur en droit, UMR droit comparé de Paris 1 – groupe d'experts Anses « sciences humaines, sociales et économiques »

L'Institut de Veille Sanitaire (InVS) a été sollicité concernant les aspects méthodologiques relatifs à l'estimation de l'impact sanitaire en lien avec une exposition aux particules sans qu'en aucun cas les résultats présentés ici n'engagent cet institut.

SOMMAIRE

Présentation des intervenants **3**
Sigles et abréviations **6**
Liste des tableaux **9**

1 Introduction 10

2 Principes de l'analyse du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur 16

2.1 Principes généraux du calcul du coût socio-économique **16**
2.2 Méthode de calcul du coût socio-économique **18**
2.3 La variation du coût socio-économique **20**

3 Mise en œuvre de l'évaluation exploratoire du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur 21

3.1 Les polluants pris en compte dans l'étude **21**
3.2 Stratégie d'évaluation du risque **21**
3.3 Stratégie d'évaluation des coûts **23**

4 Généralités sur les polluants considérés et données de base pour le calcul de l'impact socio-économique 28

4.1 Benzène **28**
4.2 Trichloréthylène **32**
4.3 Radon **37**
4.4 Monoxyde de carbone **38**
4.5 Particules **39**
4.6 Fumée de tabac environnementale **47**
4.7 Synthèse des données sanitaires **50**

5 Le coût externe de la mortalité et de la perte de qualité de vie 53

5.1 Valeur des vies humaines perdues **53**
5.2 Le coût des années de mauvaise santé **54**

6 Le coût externe des pertes de production 57

7 Finances publiques : le coût des soins remboursés 60

7.1 Données de base **60**
7.2 Calculs **61**

8 Finances publiques : recherche, prévention et réglementation 64

8.1 Méthode 64
8.2 Source et calculs 64

9 Finances publiques et retraites 66

10 Résultats 68

11 Discussion 71

11.1 Conséquences des choix réalisés 71
11.2 Mise en perspective avec d'autres études analogues 75

12 Conclusion 79

13 Bibliographie 80

ANNEXES 86

Annexe 1 : Résponsabilité et indemnisation 87

Sigles et abréviations

AASQA : Associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'air

ACS : American Cancer Society

ADAF: Age Dependent Adjustments factors

Ademe : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

Afsset : Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Afsset : Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

ALD : Affection de Longue Durée

Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

APHENA: Time-series studies of short-term effects of air pollution on health in Europe and North America

APPA : Association pour la prévention de la pollution atmosphérique

AVC : accident vasculaire cérébral

AVP : Années de Vies Perdues

BEH : Bulletin épidémiologique hebdomadaire

BPCO : Broncho-pneumopathie chronique obstructive

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

CETE : Centre d'études techniques de l'équipement

CETIAT : Centre technique des industries aérauliques et thermiques

CIM : Classification internationale des maladies

CIRC / IARC : Centre International de Recherche sur le Cancer

CO : monoxyde de carbone

COSV : composé organique semi-volatil

COV : composé organique volatil

CRAM : Caisse régionale d'assurance maladie

CSTB : Centre scientifique et technique du bâtiment

DALY : Disability Adjusted Life Years

DDASS : Direction départementale des affaires sanitaires et sociales

DGPR : Direction générale de la prévention des risques

DGS : Direction générale de la santé

DHUP : Direction de l'habitat, de l'urbanisme et des paysages

DOM : Département d'Outre Mer

EIS : Etude d'Impact Sanitaire

ENC : Echelle nationale des coûts

ERC : Excès de risque collectif

ERCc : Excès de risque collectif pour une classe d'âge

ERI : Excès de risque individuel

ERU : Excès de Risque Unitaire

ESCAPE: European Study of Cohorts for Air Pollution Effects

ETP : Equivalent Temps Plein

FCBA : Institut Technologique Forêt Cellulose Bois

FRA : Flux de Revenus Actualisés

Francim : Réseau des registres français de cancer

GHM : Groupes Homogènes de Malades

GnRh : gonadolibérine

HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

IC : Intervalle de Confiance

IMC : indice de masse corporelle

INCa : Institut National du Cancer

Ineris : Institut national de l'environnement industriel et des risques

INRS : Institut National de Recherche et de Sécurité

INSEE : Institut national de la statistique et des études économiques

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

InVS : Institut de Veille Sanitaire

IRSN : Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire

LCPP : Laboratoire Central de la Préfecture de Police

LEPI : Laboratoire d'étude des particules inhalées

LH : Hormone lutéïnisante

LHVP : laboratoire d'hygiène de la Ville de Paris

LMS : Linearized Multistage

Migac : Missions d'intérêt général et à l'aide à la contractualisation

NHANES : National Health and Nutrition Examination Survey

NOx : oxydes d'azote

OCDE : Organisation de coopération et de développement économiques

OFDT : Observatoire français des drogues et des toxicomanies

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

OPPBTP : Organisme professionnel de prévention du bâtiment et des travaux publics

OQA : Objectifs de la Qualité de l'Air

OQAI : Observatoire de la qualité de l'air intérieur

OR : Odds Ratio

PIB : produit intérieur brut

PM_{10} : particules en suspension dans l'air, de diamètre aérodynamique médian inférieur à 10 µm

$PM_{2.5}$: particules en suspension dans l'air, de diamètre aérodynamique médian inférieur à 2,5 µm

PMSI : Programme de médicalisation des systèmes d'information

PNSE1 : Plan National Santé Environnement 1

POD : point of departure

QALY : Quality Adjusted Life Year

REVIHAAP: Review of evidence on health aspects of air pollution

RR : Risque Relatif

RSE : Responsabilité sociale de l'entreprise

SAE : Statistique Annuelle des Etablissements de Santé

SBM : Syndrome des Bâtiments Malsains

TCE : Trichloréthylène

US EPA : United States Environmental Protection Agency (Agence américaine de protection de l'environnement)

VAV : Valeur d'une Année de Vie

VGAI : Valeur Guide de qualité d'Air Intérieur

VTR : Valeur Toxicologique de Référence

VVS : Valeur d'une Vie Statistique

Liste des tableaux

Tableau 1 : Synthèse des éléments relatifs aux responsabilités civile, pénale et administrative _____ 13

Tableau 2 : Nombre de décès par leucémies engendrés par le benzène de l'air intérieur (sur l'année 2004)31

Tableau 3 : Incidence et mortalité engendrées par les leucémies _____ 32

Tableau 4 : Nombre de cancers par classe d'âge due à l'exposition au trichloréthylène dans l'air intérieur_ 36

Tableau 5 : Coefficient de la fonction exposition-réponse : β _____ 43

Tableau 6 : Décès engendrés par les particules ($PM_{2,5}$) en suspension dans l'air intérieur (2004) selon les hypothèses considérées _____ 43

Tableau 7: Extrait d'une table de mortalité des années 2004 – 2006 _____ 44

Tableau 8 : Décès liés l'exposition aux particules (2004) _____ 47

Tableau 9 : Décès induits par la fumée de tabac environnementale (2004) _____ 50

Tableau 10 : Synthèse des données d'impact sanitaire _____ 51

Tableau 11 : Coût des pertes de production engendrées par la pollution de l'air intérieur due au benzène. 58

Tableau 12 : Coût des pertes de production engendrées par la pollution de l'air intérieur due au trichloréthylène _____ 58

Tableau 13 : Coût des pertes de production engendrées par la pollution de l'air intérieur due au radon ___ 58

Tableau 14 : Coût socio-économique de la pollution de l'air intérieur (million €) _____ 69

Tableau 15 : Poids (en %) des différentes substances considérées dans le coût socio-économique _____ 70

Tableau 16 : Etudes publiées concernant l'association entre l'exposition à la pollution de l'air intérieur et la mesure sanitaire _____ 73

Tableau 17 : Résultats de l'enquête US-EPA (milliards de dollars par an) _____ 77

Tableau 18 : Résultats d'une étude italienne présentant un objectif d'estimation du coût économique engendré par la pollution de l'air intérieur (millions d'Euros par an) (Kephalopoulos *et al.,* 2006) ____ 78

1 Introduction

Cette étude est le résultat d'une convention de recherche et de développement passée entre la société ABM, l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) et l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) qui ont convenu de mobiliser leurs ressources et leurs compétences afin de réaliser une *maquette d'étude de coût socio-économique de la pollution de l'air intérieur.* Ce travail exploratoire a été dirigé par Pierre Kopp en collaboration avec un groupe de travail constitué des personnels de l'Anses et du CTSB, avec une contribution, pour la partie consacrée à la responsabilité juridique, d'Adélie Pomade[1]. Le présent document a été présenté et discuté aux réunions du 4 février, du 17 avril et du 27 septembre 2013 du groupe d'experts « sciences humaines, sociales et économiques » de l'Anses, aux réunions du 23 janvier et 27 septembre 2013 du conseil scientifique de l'OQAI et aux réunions du 14 mai et du 5 septembre 2013 du comité d'experts spécialisé « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » de l'Anses. L'analyse de la littérature a été arrêtée à la fin de l'année 2013.

A la différence de la pollution de l'air extérieur, davantage connue et médiatisée, celle de l'air intérieur est restée relativement méconnue jusqu'au début des années 2000. Pourtant, les individus passent près de 90 % de leur temps dans des environnements clos : habitats, locaux de travail ou destinés à recevoir du public, moyens de transport, dans lesquels ils peuvent être exposés à de nombreux polluants (OMS, 2000). La qualité de l'air respiré dans ces environnements peut avoir des effets sur le confort et la santé, depuis la simple gêne (gêne olfactive, somnolence, irritation des yeux et de la peau) jusqu'à l'apparition ou l'aggravation de pathologies : allergies respiratoires, asthme, cancer, intoxication mortelle ou invalidante, *etc.* (Viegi *et al.,* 2004)

Les principaux polluants de l'air intérieur sont des :

- **Polluants chimiques** : composés organiques volatils (COV), oxydes d'azote (NOx), monoxyde de carbone (CO), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), phtalates, etc.
- **Bio contaminants** : moisissures, allergènes d'acariens, d'animaux domestiques et de blattes, pollens etc.
- **Particules et fibres** : amiante, fibres minérales artificielles, particules inertes, etc.

Dans ce document, il est désigné par polluant de l'air intérieur tout polluant présent dans l'air des environnements clos indépendamment de sa source, qu'elle soit endogène à cet environnement et ses occupants, ou bien extérieure à celui-ci (pollution atmosphérique extérieure, sol, etc.).

La présence de ces polluants est issue de différentes sources d'émission : constituants du bâtiment, mobilier, appareils de combustion (chaudières, poêles, chauffe-eau, etc.), produits d'entretien, de consommation courante, bricolage, transfert de la pollution extérieure, mais dépend également des modes de vie (tabagisme ou présence d'animaux domestiques par exemple). Dans de nombreux cas, il est pour l'instant impossible de quantifier les parts respectives de ces différentes sources à la pollution de l'air intérieur (Kirchner *et al.,* 2011).

Les polluants intérieurs ont donc potentiellement un impact important sur la santé, les individus et l'économie. Cette étude exploratoire propose une méthode et des premiers résultats à titre

[1] Juriste, membre du groupe de travail de l'Anses « science humaines, sociales et économiques » constitué en novembre 2012

permettant de chiffrer les conséquences qu'une partie de ces polluants engendre pour la santé des individus et pour l'économie, en France pour une année donnée.

La contribution attendue d'une étude de coût socio-économique est d'éclairer le débat public et d'indiquer au décideur public quel est le coût annuel, pour la collectivité, des conséquences de l'exposition aux polluants de l'air intérieur.

Une telle étude est un préalable nécessaire aux discussions du bien fondé et à la hiérarchisation de mesures destinées à réduire les dommages futurs engendrés par les polluants de l'air intérieur. En effet, le décideur public peut décider d'intervenir afin de limiter l'impact négatif des polluants par une série de mesures proportionnées : interdiction de certaines substances, information (recommandations d'usage, étiquetage, etc.), réglementation de l'usage de certains bâtiments, etc. Pour ce faire, il doit mettre en regard le coût des mesures qu'il envisage de prendre et le bénéfice attendu pour la collectivité. Chaque mesure affecte les coûts et les bénéfices de manière très différente[2]. Le décideur public doit donc se doter d'un instrument d'aide à la décision qui lui permette de modéliser les effets des polluants intérieurs sur la collectivité et de tester l'efficacité respective des mesures destinées à les réduire. Cette étude constitue une première étape dans cette direction.

- *Externalités*

La pollution de l'air intérieur est *une externalité négative* c'est-à-dire une conséquence sans compensation monétaire prévue à l'origine par un marché lorsqu'il existe, du comportement volontaire ou non des uns pour les autres[3].

La solution classique au problème des externalités négatives consiste à placer une taxe sur les entreprises génératrices d'externalités[4]. Le principe Pollueur-Payeur consiste à taxer la production des entreprises polluantes. Le niveau de la taxe doit être égal au montant de l'externalité à l'optimum[5]. Elle vient augmenter le coût de production privé de l'entreprise qui diminue sa production. La taxe permet d'internaliser le coût externe de la pollution et de ramener le niveau de cette dernière à son niveau optimum. Il convient d'observer que dans cet exemple canonique, la pollution n'est pas supprimée, mais ramenée à l'optimum. En effet, à un certain niveau de production, le coût externe de la pollution qui subsiste est inférieur aux bénéfices de l'activité considérée. Réduire encore l'activité engendrerait plus de coûts que de bénéfices.

Le cas des polluants de l'air intérieur s'écarte quelque peu du modèle canonique de traitement des externalités. D'une part, la connaissance des substances dites polluantes est très dépendante de l'état de la science et de la diffusion de l'information. Il ne sera découvert sans doute que demain que certaines substances chimiques sont présentes dans l'air des bâtiments et ont des effets sur la santé. D'autre part, le lien entre l'activité, par exemple la durée de la présence dans un bâtiment contaminé, et le risque est supposé linéaire dans le modèle canonique. Il est ainsi possible de ramener la production à un niveau optimal. Appliquée au cas des polluants de l'air intérieur, la

---

2 Par exemple, la restriction d'usage ou l'interdiction d'une substance, vient pénaliser l'industrie qui la fabrique mais force à innover et à créer des produits de substitution. Elle n'a pas un effet bénéfique immédiat, par exemple si les produits contenant cette substance peuvent demeurer présents dans des bâtiments durant des décennies. Cette mesure n'a pas d'effet sur les finances publiques, sauf si l'Etat entend dédommager l'industrie pénalisée par la nouvelle réglementation. A contrario, démolir un bâtiment a un coût immédiat important pour les collectivités publiques mais peut stimuler, à moyen terme, l'activité du secteur de la construction. La mesure est coûteuse pour les finances publiques et potentiellement positive, pour le secteur privé.

3 L'échange (X vend un bien à Y) est un échange avec contrepartie marchande (le prix). Par exemple, frapper quelqu'un sous l'emprise de l'alcool est un comportement d'échange sans contrepartie marchande. La victime ne paye pas pour être battue.

4 Symétriquement une externalité positive est corrigée par une subvention.

5 Lorsque le coût marginal social égale le bénéfice marginal social.

durée d'exposition à un polluant se combine à un niveau de concentration de ce dernier dans l'air intérieur, ce qui constitue un risque dont il convient d'évaluer le coût attendu. Malheureusement, il n'est pas possible de proposer une courbe monotone[6] dose-effet pour l'ensemble des polluants présents dans l'air intérieur. La fonction de coût externe n'est pas homogène et ne peut donc pas être corrigée par la taxation. L'outil le plus approprié au cas de la pollution de l'air intérieur est alors la réglementation (Desaigues & Bonnieux, 1998).

La réglementation consiste à restreindre ou interdire l'utilisation de certaines substances, à limiter l'accès à des bâtiments contaminés, à imposer le port de vêtements de protection ou bien à fixer des exigences pour la construction et/ou la rénovation de nouveaux bâtiments. Les propriétés du mode d'action réglementaire sont assez différentes de celles de la taxation. La réglementation intervient *ex-ante*, elle empêche la survenance d'un phénomène indésirable tandis que la taxation joue *ex-post*, en taxant le support des manifestations non désirées. Le principal reproche fait à la réglementation tient à la quantité d'informations qu'elle requiert. Le risque d'une utilisation inappropriée du principe de précaution existe et peut conduire à placer le seuil d'exigence à un niveau tellement élevé que les bénéfices de la réduction du risque soient disproportionnés au regard du coût pour la collectivité. La mise en place d'une réglementation adaptée exige donc une bonne qualité de l'information du décideur afin de discriminer les risques au niveau socialement optimal[7].

La littérature économique propose également une solution au problème des externalités fondée sur la création de marchés sur lesquels peuvent s'échanger des *droits à polluer*. Le protocole de Kyoto met en œuvre un système de ce type où les pays et les villes qui produisent trop de pollution par rapport à leur quota peuvent acheter à leurs homologues plus propres, les droits qu'ils n'utilisent pas. Un tel système est efficient car les villes qui éliminent à peu de frais la pollution le font, à la place des autres, pour lesquelles éliminer la même quantité de pollution le serait à un coût plus élevé. Le protocole de Kyoto permet, en théorie, d'éliminer une quantité donnée de pollution au moindre coût, celui de la ville la plus performante en la matière.

Enfin le système de la *responsabilité civile* vient inciter les acteurs économiques à respecter les règles qui sont mises en place. La réglementation fixe la référence à laquelle les acteurs doivent se conformer et la combinaison des responsabilités pénale et civile assure que les règles sont respectées et les victimes indemnisées. Dans un régime de responsabilité *pour faute*, un acteur économique est jugé responsable et doit indemniser les victimes s'il est avéré qu'il n'a pas respecté la réglementation. Le régime de la responsabilité pour faute peut parfois être abandonné au profit de la responsabilité *sans faute* qui assigne la responsabilité du dommage à l'une des parties comme c'est le cas pour les accidents du travail ou les accidents voitures-piétons depuis la Loi Badinter de 1985. Enfin, la responsabilité pénale vient compléter le dispositif. Elle ne vise pas à permettre l'indemnisation des victimes, mais à dissuader la violation des règles. Elle repose sur l'idée que la sanction attendue (sanction que multiplie la probabilité d'être puni) vient annihiler le bénéfice de violer les règles. Dans la mesure où toutes les infractions ne sont pas punies, la punition est plus élevée que le dommage causé à la collectivité[8]. Les points relatifs aux responsabilités civile, pénale, et administrative sont synthétisés dans le Tableau 1.

6 Si la courbe reliant l'activité sous-jacente et le coût externe n'est pas monotone alors la taxation est impossible.

7 La classe des modèles Principal-Agent vient tenter de pallier ce problème d'information.

8 Mal garer sa voiture engendre une nuisance dont la valeur est h. La probabilité d'être sanctionné est p, le montant optimal de la sanction doit donc être h/p. Afin de dissuader efficacement, il convient que la sanction fasse payer le contrevenant pour toutes les fois où il n'est pas puni.

Tableau 1 : Synthèse des éléments relatifs aux responsabilités civile, pénale et administrative

Nature de la responsabilité	Régime de responsabilité	Article	Principe	Conditions	Preuve	Exonérations
Responsabilité civile	Responsabilité pour faute (responsabilité délictuelle en ce qu'elle ne relève pas de l'inexécution d'un contrat)	Article 1382 du code civil (responsabilité du fait personnel)	« Tout fait quelconque de l'homme, qui cause à autrui un dommage, oblige celui par la faute duquel il est arrivé à le réparer »	Pour être engagée, requiert : -un fait générateur, un dommage, un lien de causalité Pour que le dommage soit un préjudice indemnisable, il doit être : -direct (résulte directement du fait), certain, déterminé (évaluable par expertise)	La charge de la preuve pèse sur la victime, c'est à elle de démontrer la faute de son auteur	Le responsable se voit exonéré de responsabilité en cas de : force majeur, faute de la victime, fait du tiers, cas fortuit
	Responsabilité engagée sur la commission d'une négligence ou d'une imprudence (responsabilité quasi-délictuelle)	Article 1383 du code civil	« Chacun est responsable du dommage qu'il a causé non seulement par son fait, mais encore par sa négligence ou par son imprudence »	IDEM	IDEM	IDEM
Responsabilité pénale	La personne répond de ses actes illicites sur la base des sanctions pénales prévues par la loi	Le principe de base est posé à l'article 121-1 du code Pénal	« Nul n'est responsable pénalement que de son propre fait ».	La responsabilité pénale sanctionne un acte interdit (contravention, délit ou crime)		
Responsabilité administrative	Responsabilité de l'administration qui peut être engagée lors de l'exercice de ses activités.			Si l'agent a commis une faute, la responsabilité est engagée « pour faute ».		IDEM

Nature de la responsabilité	Régime de responsabilité	Article	Principe	Conditions	Preuve	Exonérations
Responsabilité administrative	Le régime juridique ne relève pas du code civil mais d'un régime particulier (Conseil d'Etat, Blanco, 8 février 1873).			-si la faute est détachable du service, l'auteur du dommage engage sa responsabilité sur le régime de droit commun (1382 et ss. code civil).		
				-si la faute n'est pas détachable du service, la responsabilité de l'administration est engagée (la charge de la preuve (fait générateur, dommage, lien de causalité) pèse sur la victime sauf exceptions)		
				Si l'agent n'a pas commis de faute, elle est engagée « sans faute » (Conseil d'Etat, Cames, 21 juin 1895).		
				Cette responsabilité est envisagée pour : les choses dangereuses (armes à feu, ouvrages publics exceptionnellement dangereux), les méthodes dangereuses (certains traitements de malades mentaux leur offrant la possibilité de « sortir pour essai »), les situations dangereuses (personnes se trouvant du fait de leurs obligations professionnelles dans une situation dangereuse), la responsabilité pour risque au profit de tiers victimes d'accidents de travaux publics.		

Les cinq instruments traditionnels de correction des externalités (taxation/subvention, réglementation, droits à polluer, responsabilité civile et pénale) exigent tous une bonne connaissance des phénomènes qu'ils concourent à régler. Toutes ces méthodes ont en commun de vouloir ramener la quantité résiduelle d'externalités à un niveau optimal, généralement supérieur au niveau zéro[9]. Le niveau de la taxe, les seuils réglementaires, les normes de *bonus pater familias*[10], le montant des sanctions pénales ne peuvent être établis que sur la base d'une connaissance minimale du coût imposé à la collectivité par les polluants de l'air intérieur. L'analyse du coût socio-économique constitue un préalable nécessaire à la mise en œuvre de ces instruments. Le calibrage des outils de correction de la pollution intérieure repose en partie sur le calcul économique[11].

[9] Le niveau zéro est adapté pour les phénomènes discrets. Si le coût attendu du risque (probabilité d'occurrence x coût) est infini, la taxation peut être infinie ou la substance interdite. Par exemple, si toute quantité de cyanure absorbée par un enfant est mortelle, le cyanure est proscrit des produits que les enfants peuvent porter à leur bouche et non pas taxé pour que les fabricants de bonbons se contentent d'en réduire la quantité.

[10] En droit civil, il est désigné par comportement de *bon père de famille* ou *bonus pater familias* un comportement conforme aux normes prudentielles fixées par la société.

[11] Du point de vue des agences en charge de l'évaluation des risques pour la santé, l'analyse économique propose un regard complémentaire qui permet d'alerter la puissance publique sur les coûts de l'inaction.

2 Principes de l'analyse du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur

La présente étude se situe en amont de la question de l'efficacité des mesures de lutte contre un phénomène jugé négatif. La question de l'efficacité des moyens n'est pas soulevée par le présent travail qui se contente de proposer une première quantification des coûts en France, en termes socio-économiques, du phénomène de la pollution de l'air intérieur.

La mesure de l'efficacité des politiques publiques ou des systèmes de soins ou encore des stratégies thérapeutiques fait appel à des méthodes très distinctes (étude coût-efficacité, coût utilité ou encore coût bénéfices). La présentation qu'en fait Drummond (Drummond *et al.,* 1988) constitue une référence. En revanche, la simple mesure du coût socio-économique d'un phénomène repose sur les fondements de l'Economie publique standard (Hillman, 2009).

2.1 Principes généraux du calcul du coût socio-économique

Des disciplines, comme les sciences médicales, viennent quantifier un problème de santé publique en mesurant le nombre de décès qu'il engendre ou la diminution de la qualité de la vie de ceux qu'il affecte. L'analyse socio-économique propose d'agréger les conséquences d'un problème dans une métrique monétaire commune. Une telle approche essaye de prendre en compte toutes les facettes des conséquences négatives du phénomène considéré (les décès, la perte de qualité de vie, les pertes de production, parfois même les souffrances psychologiques, etc.). Le champ des aspects qui peut être pris en compte n'a pas de limites intrinsèques. Dès lors qu'une conséquence négative du phénomène considéré peut être mesurée il est possible de la prendre en compte.

La difficulté de prendre en compte le coût de toutes les facettes d'un problème tient soit à l'absence de données observées, soit à la difficulté de convertir en unités monétaires des troubles qui n'ont pas de prix. En effet, il n'existe pas de marché pour la vie ou la mort, ni pour la souffrance postopératoire. L'enjeu principal des études de coût socio-économique consiste ainsi à monétariser des données pour lesquelles il n'existe pas de prix. Donner une valeur monétaire à une journée d'arrêt de travail est encore relativement simple. En faire de même avec la souffrance éprouvée par la perte d'un proche est plus complexe.

Les auteurs d'une analyse de coût sont toujours pris en tenaille entre, d'une part, la volonté de monétariser le plus grand nombre de conséquences du phénomène étudié afin d'être le plus complet possible et de ne pas sous-estimer le coût pour la collectivité et, d'autre part, la difficulté de monétariser certains aspects comme la souffrance. Le faire en utilisant des méthodes contestables jetterait un doute sur la qualité des résultats ; ne pas le faire limiterait l'exhaustivité de l'étude[12] et minorerait le coût total. Cette étude n'échappe pas à cette loi générale. Il sera précisé ultérieurement tous les choix qui ont été effectués afin de gérer au mieux entre ces deux écueils.

12 Les études médicales qui se contentent de donner le nombre de décès engendrés par une maladie ou même d'années de vies perdues évitent le problème, mais réduisent le périmètre des conséquences négatives de la maladie qu'elles prennent en compte.

Une étude du *coût socio-économique*[13] des conséquences de la pollution de l'air intérieur consiste à mesurer *l'impact sur le bien-être collectif* de la présence des polluants de l'air intérieur. Le terme *bien-être collectif* constitue une (mauvaise) traduction du terme anglo-saxon *Welfare*. Les non-économistes sont plus habitués à utiliser le produit intérieur brut (PIB) et préfère se contenter de ne mesurer que l'activité économique. Le PIB a deux inconvénients. Premièrement, il prend en compte les phénomènes dommageables comme une contribution à l'économie. Il est connu, par exemple que le PIB augmenterait après une catastrophe car il convient de reconstruire. Le concept de *bien-être collectif* est plus adapté car il correspond approximativement au PIB diminué des externalités négatives, c'est-à-dire les aspects négatifs de l'activité économique pour lesquels personne ne souhaite payer pour en obtenir plus (pollution, accidents, etc.). Le bien-être collectif a une seconde caractéristique importante qui le distingue du PIB. Le PIB est une mesure comptable de l'activité économique. Si les salaires des chercheurs d'une unité de recherche étaient doublés par leur tutelle, sans que cela n'ait d'effet sur leur productivité, leur contribution au PIB doublerait approximativement. Le bien-être collectif est une mesure subjective de la contribution des acteurs sociaux à l'économie. Une activité n'a de valeur que si il existe une disposition à payer (*willingness to pay)*. Les choses ont donc la valeur que les individus leur attribuent et non leur valeur comptable qui peut les sous-estimer ou les surestimer. En pratique, l'existence d'un système de prix non administrés réconcilie l'approche subjective et l'approche comptable. En théorie, le prix d'un bien s'ajuste sur le marché et reflète l'appréciation subjective de ceux qui l'achètent.

En conséquence, lorsque le prix payé par les utilisateurs et le prix comptable divergent, il convient de *redresser* le prix[14]. Par exemple, l'école peut être gratuite mais sa contribution entre dans le calcul du *bien-être collectif* car les individus exprimeraient un désir de payer pour en avoir une si elle n'existait pas. Elle entre également dans la mesure du PIB où un artifice de mesure permet de l'inclure bien qu'elle soit gratuite (Piriou & Bournay, 2012).

Dans cette étude, l'impact de la pollution de l'air intérieur sur le *bien-être collectif* est évalué, soit le coût monétarisé des conséquences de la pollution intérieure, c'est-à-dire le volume des ressources dont la société se prive du fait de cette pollution.

Le *coût socio-économique* des polluants de l'air intérieur est composé de deux parties :

- La *première* est appelée le *coût externe*[15] et décrit la valeur monétaire des ressources qui sont dissipées du fait de l'existence de cette pollution. Le coût externe mesure le *coût d'opportunité* des ressources gaspillées du fait de l'existence de la pollution de l'air intérieur (vies humaines, pertes de productivité, etc.) ;
- La *seconde* décrit *l'impact sur le bien-être de la variation du solde des finances publiques* engendrée par la présence des polluants de l'air intérieur (soins des malades, recherches, prévention, etc.). Cet impact est égal à la variation nette de la position des finances publiques que multiplie le coût marginal des fonds publics, sur lequel des précisions seront apportées.

13 Il existe de nombreuses approches destinées a mesurer l'efficacité d'une politique publique (étude coût-efficacité, coût utilité ou encore coût-bénéfices). Voir l'exposé fait par Drummond (Drummond, M. F., B.O'Brien, et al., 1988). La présente étude se situe en amont des questions d'efficacité puisqu'elle est centrée sur l'identification des coûts.

14 Un *shadow price* ou « prix fantôme » doit être calculé.

15 La littérature est victime d'une ambiguïté sémantique. Le *coût externe* qui mesure les externalités est souvent appelé *coût social* ou « *social cost* » en anglais. Les deux termes sont équivalents mais le terme de *coût externe* est préféré. Le *coût socio-économique* est égal au coût externe + l'impact sur le bien-être de la variation des finances publiques. Une analyse *coût-bénéfice* ajoute au coût socio-économique celui des bénéfices socio-économiques (variations du surplus du producteur et du consommateur) afin d'examiner le solde.

2.2 Méthode de calcul du coût socio-économique

La méthode des études de coût socio-économique est bien connue (Hodgson & Meiners, 1982). Elle consiste à comparer deux situations : celle prévalant actuellement et le contre factuel qui est constitué par un monde avec moins ou pas de conséquences de la pollution de l'air intérieur.

Toutes les ressources qui, dans le monde réel, sont affectées à prévenir, sanctionner ou guérir les problèmes engendrés par la pollution de l'air intérieur *pourraient être réallouées* à d'autres usages si cette pollution disparaissait.

Le principe de la mesure du coût socio-économique est de considérer que les *facteurs de production sont employés à saturation*. Ainsi, une ressource utilisée pour lutter contre la pollution de l'air intérieur peut être réallouée vers un autre usage. Autrement dit, l'existence des problèmes engendrés par la pollution ne constitue pas une opportunité créant des emplois et des ressources.

Lors de la mesure du coût socio-économique de la pollution de l'air intérieur, la question de la *causalité* est déterminante. Seules les conséquences négatives de la pollution de l'air intérieur, qui peuvent être liées par un lien causal non discutable à la dite pollution sont prises en compte pour la collectivité. Une partie importante de la recherche consiste à discuter l'imputabilité de certaines manifestations à la pollution.

Il est fréquent qu'une pathologie ait des *causes multiples*. Par exemple, le cancer de la trachée est souvent imputable à la consommation d'alcool, mais également au tabagisme. Il est délicat de préciser le poids des causalités respectives des facteurs déclenchants. Il est également avéré que l'action conjuguée de deux facteurs peut avoir un impact additif, synergique ou inhibiteur sur les pathologies. Tout ou presque des conséquences délétères de l'exposition concomitante aux polluants de l'air intérieur demeure ignoré. Comme c'est le cas dans toutes les mesures socio-économiques dans le domaine de la santé, une contrainte consiste à considérer le coût des conséquences de chaque polluant étudié individuellement, à supposer que les données sont de bonne qualité et ne comptent pas deux fois les mêmes conséquences et à ignorer les effets multiplicatifs de la conjugaison de la présence simultanée de plusieurs polluants.

Afin de mesurer le coût socio-économique, il convient de délimiter le *périmètre des coûts* pris en considération.

Le premier type de coût est celui engendré par la *mortalité et les pertes de bien-être liées à la pollution de l'air intérieur***.** Le fait que les individus meurent constitue une perte de bien-être pour la collectivité qu'il convient de mesurer. Plusieurs méthodes sont en concurrence pour estimer ce chiffre, notamment l'approche dite du *capital humain* et celle du consentement à payer (*willingness to pay*). L'approche du *capital humain* considère que la valeur de la vie humaine est donnée par le montant du flux de salaire actualisé entre la date de décès et l'espérance de vie. Cette méthode est critiquée car elle repose sur l'hypothèse que le salaire représente toute la valeur qu'un individu apporte à la société. La technique de la *willingness to pay* est théoriquement plus satisfaisante car elle considère que la valeur de la vie est égale au coût des mesures que les individus seraient prêts à mettre en œuvre pour réduire la probabilité de décès. La valeur de la vie ne repose plus sur le salaire mais sur l'opinion subjective que se font les individus. La mise en œuvre de cette méthode est lourde et complexe. En France, le rapport Boiteux (Boiteux & Baumstark, 2001) et le rapport de la commission Quinet *et al.* **(**2013**)** proposent une voie assez pragmatique en fixant des valeurs tutélaires de référence pour la vie humaine et l'année de vie perdue. Ces valeurs ne sont pas basées sur des calculs économiques originaux mais sur un *benchmarking* des pratiques internationales. Les recommandations Quinet et Boiteux s'imposent aux évaluateurs du secteur public. Elles seront suivies dans la présente étude.

Le second type de coût est celui des *pertes de production des entreprises et des administrations publiques et privées* engendrées par les conséquences des arrêts de travail dus aux maladies. Plusieurs méthodes sont en concurrence pour évaluer ce coût, notamment celle du *flux de revenu actualisé* et celle des *coûts de friction* (INCa, 2007).

Ces deux premiers types de coût constituent ce qu'il est appelé le *coût externe*[16].

La seconde composante du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur est constituée par *l'impact sur le bien-être de la variation des finances publiques* associées à leur présence.

- La *première action publique* impactant les finances publiques est le fait de prévenir et soigner les victimes de la pollution de l'air intérieur. Il s'agit pour la part remboursée d'une dépense publique.
- La *seconde action publique* est le fait des administrations publiques qui mettent en œuvre les recherches, expertises, réglementations et communications institutionnelles relatives à la pollution intérieure. Il s'agit par exemple d'une partie des dépenses de l'Anses, une fraction de celles du Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB), et plus généralement du coût du contrôle du respect de la réglementation. Il faut également prendre en compte les dépenses de mise aux normes (travaux) prises en charge par les administrations publiques. Il s'agit à nouveau d'une dépense publique.
- La *troisième action publique* affectant les finances publiques concerne *les pensions de retraites* qui peuvent ne pas être versées si les personnes décèdent avant l'âge de la retraite. La première remarque porte sur les dites économies que l'Etat ferait, en matière de retraite, lorsque des salariés du public décèdent avant l'âge de la retraite, puisque ces derniers ont cotisé mais ne percevront pas leur pension. Il est exact que le fait de décéder, par exemple à 65 ans, déclenche une économie pour les finances publiques, puisque la pension n'est pas versée (aux pensions de réversions près). L'impact sur le bien-être collectif est donc positif. Une fois pris en compte la perte de la valeur de la vie humaine, qui joue négativement, le solde net est négatif.
- La *quatrième action publique* consiste à lever des impôts pour financer les dépenses publiques supplémentaires engendrées par la pollution de l'air intérieur. Or, les flux de finances publiques constituent des transferts. Il ne s'agit pas de pertes ou de gains de bien-être. Si l'Etat augmente ses dépenses publiques pour soigner les individus, il finance ses dépenses par les impôts. Les uns payent pour les autres, il s'agit bien d'un transfert et non d'un gain, ni d'une perte de bien-être. Il est toutefois admis que ces transferts ont un coût en termes de bien-être. Lorsque l'Etat veut lever X€, ce prélèvement s'accompagne d'une perte sèche de 1+ α €. α est un coefficient compris entre 0 et 1 qui décrit le coût marginal des fonds publics. La perte sèche de 1+ α € décrit la variation négative de bien-être engendrée par la disparition de certains échanges, suite à l'augmentation du prix. En suivant Boardman (Boardman *et al.*, 2010) et Quinet *et al.* (2013)[17], il sera considéré que le déficit des finances publiques engendré par les polluants de l'air intérieur se traduira par une augmentation des impôts qui aura un coût en bien-être égal à ce solde négatif multiplié par 1+ α =1,2. Inversement, un solde positif des finances publiques viendrait améliorer le bien-être.

16 Les *coûts privés* des ménages et des entreprises ne sont pas prix en compte, précisément car ils ne sont pas externes mais *internes* ou dits *privés*. Il s'agit, pour mémoire, par exemple, de la part des dépenses de soins non remboursée et des frais de mise en conformité des entreprises avec la réglementation.

17 Le rapport Quinet (2013) fixe à 1,2 le coût marginal des fonds publics.

2.3 La variation du coût socio-économique

Les éléments nécessaires pour calculer le *coût socio-économique* ou la *variation de bien-être de la collectivité* engendré(e) du fait de l'existence des polluants intérieurs étant réunis, il convient d'additionner les deux différents coûts évoqués précédemment en suivant l'équation ci-dessous :

$$W = \Delta CE + (1+\alpha) * \Delta G \qquad (1)$$

Avec :

- W = variation du coût socio-économique ;
- ΔCE = variation du coût externe, qui correspond à la perte de valeur des vies humaines, à la dégradation de la qualité de vie et aux pertes de production ;
- $1+\alpha$ = impact négatif de la variation des finances publiques sur le bien-être ;
- ΔG = variation des finances publiques due aux pensions de retraite, à la recherche, et à la prise en charge médicale.

3 Mise en œuvre de l'évaluation exploratoire du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur

La mise en œuvre d'une évaluation du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur nécessite de préciser la liste des polluants pris en compte, la stratégie d'évaluation du risque et celle des coûts. Ces éléments sont présentés ci-dessous.

3.1 Les polluants pris en compte dans l'étude

Il existe une multitude de polluants dans l'air intérieur. Cette étude exploratoire ne prétend pas à l'exhaustivité des coûts associés à la pollution intérieure dans la mesure où en l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible de recenser l'ensemble des polluants intérieurs et d'en évaluer les effets associés.

Pour cet exercice exploratoire visant à tester la méthode, seuls quelques polluants ont été retenus. La liste résulte de la disponibilité des données pour les polluants, tant en termes de niveaux connus de pollution dans les environnements intérieurs que de connaissances des effets sanitaires associés et des relations dose-réponse.

Un choix restreint de composés a été réalisé afin de tester la méthode mise en place. Le choix des polluants retenus *in fine* a été principalement basé sur la disponibilité de données d'exposition à l'échelle nationale d'une part (données de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur), et de l'existence d'une relation dose-réponse pour les substances présentant un effet avec un mode d'action sans seuil ou de données de santé publiées d'autre part, en lien avec les expertises sur les valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI) réalisées par l'Anses. Parmi les vingt polluants mesurés par l'OQAI à l'occasion de la *campagne nationale logements* 2003-2005 (Kirchner *et al.*, 2007), cinq ont été retenus : le benzène, le trichloréthylène, le monoxyde de carbone (CO), le radon et les particules (avec pour indicateur les fractions PM_{10} et $PM_{2,5}$[18]). En cas de données d'incidence de la mortalité récentes disponibles à l'échelle de la population française, celles-ci ont été utilisées en priorité ; c'est le cas pour le CO et le radon.

3.2 Stratégie d'évaluation du risque

Le point de départ d'une étude du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur consisterait à recenser dans la littérature et dans les études épidémiologiques toutes les informations sur les conséquences de l'existence de ces polluants. Il s'agirait notamment de recenser (ou de calculer) les *fractions attribuables* des grandes pathologies à partir des risques relatifs observés entre des populations exposées et des populations non exposées. Les fractions attribuables permettraient ensuite d'allouer une partie du coût des pathologies aux polluants de l'air intérieur[19]. Or, il n'existe pas de tables de fractions attribuables qui désignent les polluants de

18 Particules en suspension dans l'air, de diamètre aérodynamique médian respectivement inférieur à 10 et 2,5 µm.

19 Dans le cas du tabac, il est admis que 81 % des 28 700 des cas de cancer du poumon, en 2010, sont attribués au tabagisme. Il suffit alors de multiplier le coût total du cancer du poumon par 0,81 pour obtenir le coût du cancer du poumon attribuable au tabagisme (INCa, 2011). Selon C. Hill (1999), 91 % des décès par cancer du poumon chez l'homme sont attribuables au tabac, et 44 % chez la femme.

l'air intérieur comme des facteurs causaux de risque. Ceci ne tient pas uniquement à l'ignorance des chercheurs, mais au fait que les tables de fractions attribuables sont rédigées (en théorie) à partir des statistiques de mortalité et morbidité établies par les hôpitaux. Or, dans les diagnostics établis par les médecins, seules apparaissent des relations causales très documentées comme par exemple, celles impliquant le tabac ou l'alcool. De plus, les tables de fractions attribuables ne sont pas calculées pour un pays donné. C'est généralement la table américaine[20] du département de la santé qui est *adaptée* pour décrire un comportement donné (la consommation de tabac ou d'alcool, par exemple) dans un pays donné (la France, par exemple). Les conditions d'adaptation de cette table mériteraient d'être précisées par leurs auteurs (Hill, 1999).

Faute de table des fractions attribuables, il convient de partir des impacts observés, en l'occurrence des nombres de décès et du niveau de morbidité imputables à une cause afin d'évaluer le risque associé à une substance. Enfin, à défaut de données sur les impacts sanitaires associés aux substances considérées, il est nécessaire de mettre en œuvre une démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires.

L'évaluation des risques est une démarche structurée développée par l'Académie des sciences américaine au début des années 80. Celle-ci la définit comme *une démarche méthodique de synthèse des connaissances scientifiques disponibles en vue d'évaluer les effets sur la santé résultant d'une exposition d'une population ou d'individus à une substance, un agent ou une situation dangereuse* (NRC, 1983). Elle s'est peu à peu imposée au niveau international comme l'outil de référence pour évaluer les risques sanitaires chimiques, biologiques et physiques liés à l'environnement.

L'évaluation des risques comporte, après une description de la situation, les quatre étapes suivantes :

- L'*identification du danger* du ou des agents concernés, indépendamment de la probabilité d'apparition d'effets néfastes. Cette première étape se décompose en deux parties : le recensement des agents physiques, chimiques ou biologiques présents dans le contexte donné et susceptibles d'être en contact avec les populations ; puis le recensement des effets indésirables que ces agents sont capables de provoquer chez les individus.
- *L'estimation de la relation dose-effet ou dose-réponse* vise à quantifier la relation entre la dose d'exposition et la réponse de l'organisme ou sa probabilité de réponse. Cette étape a pour but de définir une relation quantitative entre une dose d'exposition et un niveau d'effet ou entre une dose d'exposition et une probabilité de survenue d'un effet. Les co-expositions (exposition à d'autres agents) ne sont pas, dans la très grande majorité des cas, prises en compte dans l'estimation de cette relation. Une valeur toxicologique de référence (VTR) est extraite de cette relation dose-effet ou dose-réponse. Elle dépend de la nature des effets étudiés : déterministes (VTR à seuil) ou stochastiques (VTR sans seuil).
- *L'évaluation des expositions* permet d'identifier les populations qui ont été, sont, ou seront en contact avec l'agent dangereux, ainsi que les voies, niveaux et durées d'exposition correspondants. L'estimation des expositions s'appuie sur une succession d'étapes dont l'objectif final est de décrire et de quantifier aussi précisément que possible les expositions à un agent, correspondant à un milieu donné, une voie d'exposition, une durée et un groupe d'individus donnés.
- *La caractérisation du risque* constitue l'étape de synthèse de la démarche, de présentation et de discussion des résultats. Cette étape est la synthèse des précédentes. Elle présente une estimation de la probabilité et de la gravité des effets indésirables susceptibles de se produire dans une population humaine en raison de l'exposition à l'ensemble des agents

20 Produite par le *U.S Department of Health and Human Services* (U.S.D.H.H.S, 1982, 1989).

présents dans la situation étudiée. Le nombre de personnes pour lesquelles un effet est susceptible d'apparaître (ou la proportion de la population concernée) peut également être calculé. L'identification des groupes les plus à risque peut également faire partie des résultats. La présentation des résultats diffère suivant que l'effet considéré est déterministe ou stochastique. Dans le premier cas, un quotient de danger est calculé –rapport de la dose d'exposition par la dose sans effet estimée– s'il dépasse la valeur de 1, cela signifie que la dose d'exposition est supérieure à la dose sans effet pour toute ou partie de la population étudiée, et que le risque ne peut donc être écarté. Dans le second cas, est présenté l'excès de risque individuel de cancer auquel les personnes peuvent être soumises. Les calculs de risque sont réalisés dans un premier temps pour chaque agent et chaque voie d'exposition (ingestion, inhalation, contact cutané) pris individuellement. Même si certaines possibilités d'effets synergiques ou antagonistes sont décrites, une règle générale de quantification des effets combinés n'existe pas en l'état actuel des connaissances.

- *L'évaluation du risque terminée, s'ouvre la phase de gestion du risque*. Les décideurs publics doivent prendre des mesures relatives à la protection des individus en prenant en compte l'évaluation des conséquences sanitaires, économiques et sociales des choix de protection. Pièce maîtresse de cette étape, l'analyse du coût externe. En effet, le coût des conséquences des décisions publiques ne peut être calculé qu'en référence au coût du dommage que l'action publique veut venir limiter, c'est-à-dire le coût externe.

3.3 Stratégie d'évaluation des coûts

Mener en pratique une étude de coût socio-économique exige d'effectuer de nombreux choix méthodologiques impliquant de fait des limites.

Premièrement, la présente étude porte d'abord sur le *coût socio-économique,* le *coût externe* et le *coût en bien-être de la variation des finances publiques*. Les dépenses privées des particuliers engendrées par la pollution de l'air intérieur, notamment l'achat de dispositifs privés de ventilation, d'épuration, mais aussi la fraction non remboursée des dépenses de soins[21] sont exclues. Il faut savoir que le traitement des maladies graves de longue durée, comme les cancers est généralement intégralement remboursé (dans le cadre des Affections de Longue Durée (ALD)), sauf lorsque le patient consulte dans le secteur à honoraires libres. De même, certaines prestations (prothèse capillaire, par exemple) ne sont pas remboursées, pas plus que le recours à certaines médecines parallèles.

Deuxièmement, cette étude prend en compte certains *coûts intangibles* comme le coût des années de vie en mauvaise santé lors d'un traitement ou durant la rémission[22]. Rappelons que les *coûts intangibles* sont définis comme les coûts de la souffrance subjective engendrée par les maladies. Certains *coûts intangibles* affectent les tiers (la perte d'un être cher). D'autres affectent le patient (la mauvaise santé pendant la rémission, par exemple). Dans cette étude, ne sont pris en compte que la fraction des coûts intangibles affectant les victimes directes des polluants de l'air intérieur et non pas les tiers. Certains auteurs recommandent de prendre en compte tous les coûts intangibles (Vitale *et al.*, 1998). Il sera possible de les suivre ultérieurement et compléter l'étude en incluant les *coûts intangibles pour les tiers.*

---

21 L'INCa (2007) suit la même méthodologie recommandée par les *International Guidelines for social Cost Studies* (2001).

22 Les coûts intangibles ne correspondent pas à un gaspillage de ressources pour lesquelles une utilisation alternative est possible. Ils n'affectent pas le niveau de *bien-être collectif* dans sa définition conventionnelle.

Troisièmement, dans la mesure où les coûts engendrés par les polluants n'apparaissent pas tous à la même date, il convient de les rendre commensurables, en exprimant leur valeur présente, c'est à dire la valeur actuelle d'un problème dont le coût mesuré sera X_t et interviendra en t+n. Le résultat d'un tel calcul dépend crucialement du choix du taux d'actualisation r et de l'impact prêté à la croissance économique sur les choix collectifs. Le *taux d'actualisation* sera fixé à r=4% suivant les recommandations du rapport Lebègue (Lebègue *et al.*, 2005)[23].

Quatrièmement, la mesure des pertes de vie humaine est réalisée en suivant les recommandations du Rapport Quinet *et al.* (2013) qui s'inscrit dans le prolongement des différents rapports Boiteux (Boiteux & Matheu, 1994**;** Boiteux & Baumstark, 2001). En 2001, il avait été décidé dans le rapport Boiteux de retenir une *valeur de la vie humaine sauvée* (VVS) de 1,7 M€ (2000). Le rapport donnait une prime aux méthodes qui se basaient sur le consentement à payer (*willingness to pay*), et s'écartait ainsi de travaux plus anciens basés sur le *capital humain* et sur les calculs de coûts qui conduisaient à retenir des valeurs plus faibles. Par ailleurs, ce rapport fixait une règle d'évolution de cette référence (valeur 2000), valeur en termes réels (hors inflation) qui devait croître au rythme de la consommation par tête des ménages. La parution d'un rapport de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) (OCDE, 2012) proposant un travail de synthèse de la littérature a conduit la commission Quinet à réévaluer la valeur de la vie humaine. En effet, en se basant sur des études de *préférences annoncées,* l'OCDE donne un cadrage général où la valeur de la vie humaine pour les adultes dans les pays de l'OCDE se situe entre 1,5 et 4,5 millions de dollars avec une valeur de référence de 3 millions de dollars. Ce même rapport donne un cadrage de la valeur de la vie moyenne pour l'Union Européenne entre 1,8 et 5,4 millions de dollars avec une valeur de référence de 3,6 millions de dollars. Les conclusions du rapport de l'OCDE ont conduit la commission Quinet à recommander d'utiliser pour la France une VVS de référence autour de 3 millions € (2010). Le rapport Quinet *et al.* (2013) refuse de différencier la valeur de la vie humaine en fonction de l'âge. En effet, selon les auteurs du rapport les études sont peu conclusives pour établir des modalités de différenciation. Plus généralement, une telle différenciation n'apparaît pas opportune du point de vue éthique. La référence à une valeur tutélaire unique exprime la volonté collective de garantir que l'effort engagé en matière de santé est le même quel que soit le secteur et quel que soit l'individu concerné : sauver une vie statistique, ou réduire le risque de décès doit mobiliser la même somme d'argent quelle que soit la personne en jeu (Quinet *et al.*, 2013). L'effort qui doit être consenti pour sauver une vie doit être rapporté à une grandeur unique (VVS de 3 millions €) quel que soit l'âge de la personne dont la vie est sauvée. Ainsi, le rapport coût-bénéfice d'une stratégie thérapeutique n'est pas affecté par l'âge du sujet. A l'origine des travaux des rapports Boiteux et Quinet, se trouve la question de la valorisation des décès par accident de la route où la moyenne d'âge était de 40 ans. Lorsque l'évaluation porte sur le coût de pathologies, où les personnes décèdent avant l'âge « normal » mais de manière très différente selon les pathologies, il convient de mesurer la *valeur de la vie restante*[24]. La valeur de la vie restante et la valeur de la vie sauvée sont liées par la relation suivante :

$$VVS = \sum_{t}^{T} VAV * (1+\delta)^{-t} \qquad (2)$$

où T est le nombre d'années de vie restantes attendu, δ est le taux d'actualisation soit 4% fixé par le rapport Lebègue *et al.* (2005) et repris par Quinet *et al.* (2013).

23 Le rapport Quinet (2013), en cours de publication (voir paragraphe suivant) suggère de choisir un taux d'actualisation sans risque de 2%. Cette suggestion n'a pas encore été officiellement retenue par les instances gouvernementales en charge de piloter les évaluations. Le rapport Lebègue (2005) continue de faire autorité, au moment où ces lignes sont rédigées. Une variante du calcul économique avec un taux à 2% est proposée dans la discussion.

24 Valeur de la vie restante=Valeur de la vie-valeur des années de vie perdues.

Cette relation suppose que la *valeur de l'année de vie* (VAV) est constante dans le temps et dépend du taux d'actualisation et de la période retenue. La commission Quinet a retenu pour ses calculs une période de 40 ans sur la base de l'âge moyen de la population française et l'espérance de vie. La valeur de l'année de vie sauvée recommandée par la commission est alors de 115 000 € (2010).

Cinquièmement, le rapport Quinet *et al.* (2013) recommande de prendre en compte la perte de la qualité de la santé. Il n'existe toutefois pas de référentiel français établissant le nombre d'euros par QALY[25] (*Quality Adjusted Life Year*) gagné. Un ratio coût utilité est introduit en suivant les recommandations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) (OMS, 2004) afin de prendre en compte la baisse de qualité de la vie durant les période de traitement et de rémission des personnes atteintes par une maladie déclenchée dans le cas présent par les polluants.

Sixièmement, il convient de prendre en compte le coût imputable au fait que les personnes qui décèdent ou qui sont malades cessent totalement ou partiellement de travailler. Il est évidemment possible d'objecter que dans un monde où le chômage est important, une personne peut être remplacée. Le calcul du coût externe d'une pathologie repose toujours sur l'hypothèse du plein emploi des facteurs de production. Cette hypothèse est irréaliste, mais nécessaire au calcul économique. Il convient de se placer au cœur du raisonnement économique. Une perte de bien-être intervient lorsqu'une ressource est gaspillée. Le médecin qui soigne une leucémie engendrée par le benzène ne peut pas soigner un patient souffrant d'un autre cancer sans lien avec les polluants de l'air intérieur. Un patient reste donc sans soins du fait de l'existence des pathologies engendrées par les polluants considérés. C'est pourquoi ces polluants engendrent un coût. Si l'hypothèse du plein emploi des facteurs de production est relâchée et que le cadre de référence change, un médecin sera disponible afin de recevoir un nouveau patient victime des polluants de l'air intérieur. Les conséquences de la pollution seraient alors positives, puisque, loin de soustraire des ressources utilisables à d'autres usages, elles viendraient procurer des revenus à des personnes insuffisamment actives. Il convient donc de maintenir l'hypothèse de plein emploi des facteurs de production et de considérer que chaque heure de travail perdue par une victime des polluants de l'air intérieur n'est pas remplacée. Le montant monétaire qui résulte d'un calcul basé sur une telle hypothèse constitue donc un maximum. Une seconde façon de présenter le choix de l'hypothèse de plein emploi des facteurs de production est de rappeler qu'en économie les coûts sont toujours mesurés à leur *coût d'opportunité*, c'est-à-dire à la valeur que les ressources utilisées auraient dans la meilleure des utilisations alternatives. La production d'une personne est composée de deux termes : sa production dans la sphère marchande, et celle dans le secteur non-marchand, qui prend en compte notamment des travaux domestiques. La contribution de ces deux types de production est pondérée par les probabilités que l'individu ait ou non un emploi. Les résultats produits par l'INCa (INCa, 2007) obtenus avec un taux d'actualisation de 5 % seront utilisés dans le cadre des pathologies cancéreuses. Les pertes de production totales dues à la mortalité par cancer sont obtenues en multipliant la valeur de la production potentielle d'un individu à un âge donné par le nombre de personnes décédant d'un cancer dans la tranche d'âge correspondante et ce, pour chaque tranche d'âge, dont sont additionnés ensuite les différents montants. Les valeurs des pertes de production par individu atteint d'atteint d'une maladie proposées par l'INCa (INCa, 2007) seront utilisées.

[25] QALY est l'acronyme anglais de « Quality Adjusted Life Year » ou « année de vie ajustée par sa qualité ». Cet indicateur économique vise à estimer la valeur de la vie. Il est issu de l'application à la santé publique de la théorie de l'utilité en économie.

L'INCa propose deux méthodes :

- L'approche *Flux de Revenus Actualisés (FRA*) considère les individus comme des biens d'équipement (au même titre que des machines, des bâtiments, etc.) qui fournissent un flux d'activités productrices sur un certain laps de temps. La perte économique pour la société résultant d'une sortie du marché du travail est alors déterminée par la perte de production potentielle correspondante, égale au flux actualisé. Cette méthode est cohérente avec l'hypothèse de plein emploi des facteurs de production dont la fonction sera précisée mais elle est peu réaliste en période de chômage.
- L'approche des *coûts de friction* consiste à examiner les pertes de production dues à une maladie du point de vue de l'entreprise (Koopmanschap *et al.,* 1995). L'idée fondamentale s'énonce comme suit : le montant des pertes de production consécutives aux maladies dépend de la durée de réorganisation interne nécessaire pour retrouver le niveau de production initial. Un jour d'absence entraînerait donc une baisse de production moindre que la productivité quotidienne moyenne de l'employé lissée sur l'année. Pour les absences beaucoup plus longues, l'hypothèse que le travail de l'employé absent sera assuré soit par un gain de productivité en interne, soit par l'embauche d'une autre personne, est posée. Ainsi, au bout d'un temps plus ou moins long – la *période de friction* – l'entreprise retrouvera son niveau de production antérieur.

La mesure par la méthode *coûts de friction* définit un minimum, et celle avec les *flux de revenus actualisés*, définit un maximum.

Par souci de cohérence avec l'hypothèse de plein emploi des facteurs de production, la méthode des flux de revenus actualisés a été retenue.

Septièmement, l'étude conduite porte sur le coût des conséquences des polluants de l'air intérieur à la date de 2004, dans la mesure où les principales données relatives aux expositions de la population française aux polluants de l'air intérieur sont celles de la campagne nationale *logements* de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur menée entre 2003 et 2005. Dit autrement, l'objectif est de calculer le coût présent des erreurs commises hier. Un tel calcul dit *prevalence based* permet de discuter comment les dispositions récentes ou futures viendront diminuer le coût futur. Toutefois, dans la mesure où les autorités publiques ont déjà pris des mesures, il est probable que le coût socio-économique diminuera dans les années à venir, car ces mesures commenceront à avoir de l'effet[26]. Le montant du coût socio-économique calculé sur une année type (2004) est donc susceptible de varier dans le futur sans aucune nouvelle action publique. Cette situation est assez originale. Dans le cas du tabagisme, un problème analogue a été observé. La vague de cancers frappant actuellement les femmes correspond à leur entrée en tabagie à la fin des années soixante-dix. Le coût socio-économique du tabac peut augmenter dans les prochaines années bien que des mesures restrictives aient été prises. Les effets de court et de long terme sont assez délicats à discriminer.

Huitièmement, le coût pour la collectivité de l'existence des polluants de l'air intérieur ne frappe pas de la même manière tous les acteurs sociaux au même moment. Il convient de distinguer plusieurs catégories d'acteurs, dont notamment, les ménages, les administrations publiques, les entreprises, les assurances. En effet, il existe des catégories de coûts très différentes les unes des autres. Les polluants affectent les finances publiques *via* les dépenses réglementaires et les comptes de la santé, mais également les comptes des entreprises et des assurances. Ces

26 Les mesures ont été décidées dans le cadre du *Grenelle de l'environnement,* mais elles ne sont effectives que depuis peu : étiquetage obligatoire pour tous les produits et matériaux de construction et de décoration depuis janvier 2013 ; surveillance obligatoire dans les ERP en place depuis 2012. Dans une nouvelle étape des travaux, le coût socio-économique pourrait être réévalué au regard de nouvelles données d'exposition et mis en perspective avec les coûts des politiques publiques déployées entre temps.

différents effets n'interviennent pas au même moment. Le coût des cancers qui apparaissent aujourd'hui affecte les finances publiques actuelles, alors que leur occurrence tient aux choix publics réalisés hier dans un contexte d'information différent. Il conviendrait donc de *répartir par catégorie d'acteurs* et par horizon temporel, les coûts observés. Les effets redistributifs de la pollution de l'air intérieur dus aux inégalités d'exposition, d'une part et aux différences de contributions fiscales, d'autre part, et non seulement la perte d'efficience seraient alors pris en compte. Les données nécessaires pour effectuer ce travail sont malheureusement indisponibles.

4 Généralités sur les polluants considérés et données de base pour le calcul de l'impact socio-économique

Le recueil des données constitue une première étape cruciale d'une étude du *coût socio-économique*. L'analyse a été réalisée et est présentée ci-après par polluant considéré dans l'étude.

Afin de calculer ultérieurement le coût des pertes de vies humaines, il convient de mesurer le nombre de cas de décès et le nombre d'années de vie perdues du fait des décès engendrés par l'exposition aux polluants intérieurs. Ce nombre d'années de vie perdues par décès doit ensuite être valorisé par la valeur des années de vie perdues et donnera le coût des décès.

Ces deux calculs conduisent à ajouter des valeurs associées à des événements qui se produisent à des périodes différentes. Il convient donc de procéder à une actualisation des valeurs prises en compte.

4.1 Benzène

Il est avéré que le benzène induit des effets aigus et chroniques rapportés dans des études menées chez l'homme (Anses, 2008).

- *Effets aigus*

Chez l'Homme, après une exposition aiguë, des concentrations élevées de benzène entraînent une dépression du système nerveux central et du système respiratoire pouvant conduire au décès. Dans les formes légères, une excitation puis des troubles de la parole, des céphalées, des vertiges, des insomnies, des nausées, des paresthésies au niveau des membres inférieurs et supérieurs et une fatigue sont rapportés.

- *Effets chroniques non cancérogènes*

L'atteinte de la moelle osseuse est un des premiers signes de la toxicité subchronique et chronique du benzène chez l'Homme (pancytopénies, aplasie médullaire pouvant évoluer vers un syndrome myéloprolifératif). D'autres effets ont été décrits (effets musculosquelettiques, neurologiques ou oculaires). Concernant les effets reprotoxiques, les études menées en milieu professionnel suggèrent que le benzène induit une diminution de la fertilité féminine. Cependant, il est difficile de conclure en raison des incertitudes sur l'évaluation des expositions et en raison des limites concernant les données collectées. Des effets sur le développement ont été observés chez le rat (diminution du poids du fœtus), mais ils ont été peu étudiés chez l'homme.

- *Effets cancérogènes*

Effets cancérogènes et génotoxiques : les études épidémiologiques en milieu professionnel ont clairement mis en évidence une relation causale entre l'exposition au benzène et l'apparition de leucémies aiguës non lymphocytaires, particulièrement la leucémie aiguë myéloïde. Concernant les autres hémopathies malignes, les études sont discordantes. Son action cancérogène pourrait être liée à ses propriétés génotoxiques et/ ou celles de ses métabolites.

- *Choix de l'Excès de Risque Unitaire (ERUi)*

L'induction de leucémies suite à une exposition au benzène a fait l'objet de travaux spécifiques. En 2008, l'Anses a retenu l'excès de risque unitaire proposé par l'OMS (OMS, 2000) et défini par une valeur de 6.10^{-6} $(\mu g.m^{-3})^{-1}$. Dans son rapport expliquant le mode de construction de l'excès de risque unitaire (ERUi) proposé, l'OMS précise que les études réalisées chez les travailleurs de la fabrication du Pliofilm sont nombreuses et de bonne qualité.

Trois matrices d'exposition différentes ont été utilisées pour décrire la cohorte *Pliofilm* : celle décrite par Crump et Allen (1984), celle décrite par Rinsky *et al*. (1987) et celle décrite par Paustenbach *et al*., (1992). L'exposition estimée par Crump et Allen (1984) est supérieure pour les premières années de l'étude (durant les années 1940). Paustenbach *et al*., (1992) ont considéré les expositions de courtes durées, les expositions à des concentrations élevées de benzène, le bruit de fond et l'absorption cutanée, ce qui conduit à des concentrations d'expositions 3 à 5 fois plus élevées que celles calculées par Rinsky *et al*., (1987). L'estimation de Paustenbach *et al*., (1992), comparée à celle de Crump et Allen, conduit à des concentrations d'exposition plus élevées pour certains types d'activités professionnelles et plus faibles pour d'autres.

Crump (1994) a calculé des ERUi pour le benzène à partir des données de la cohorte *Pliofilm*. Le modèle multiplicatif s'ajuste mieux aux données de la cohorte que le modèle additif et le modèle cumulatif. Selon Crump (1994), la relation dose-réponse est essentiellement linéaire quand la matrice d'exposition de Crump et Allen (1984) est utilisée alors qu'elle apparaît non linéaire en utilisant la matrice de Paustenbach *et al*., (1992). Dans ce cas, le meilleur modèle serait un modèle quadratique.

A partir des données des études de Rinsky *et al*., (1981, 1987) et à l'aide de deux types de modèles multiplicatifs et de l'utilisation du cumul des concentrations d'expositions, Crump (1994) a calculé un ERUi pour le benzène de $7,5.10^{-6}$ $(\mu g.m^{-3})^{-1}$ avec la matrice d'exposition de Crump et Allen (1984). Cette valeur est identique quel que soit le type de modèle utilisé (linéaire ou non). Un ERUi compris entre $4,4.10^{-6}$ $(\mu g.m^{-3})^{-1}$ (modèle linéaire) et $4,7.10^{-6}$ $(\mu g.m^{-3})^{-1}$ (modèle non linéaire) a été calculé en retenant la matrice d'exposition de Paustenbach *et al*., (1992). En fonction des matrices d'exposition et des modèles utilisés (linéaires ou non), un ERUi pour le benzène compris entre $4,4.10^{-6}$ et $7,5.10^{-6}$ $(\mu g.m^{-3})^{-1}$ a donc été calculé. L'ERUi recommandé par l'OMS correspond à la moyenne géométrique de l'ensemble des valeurs, soit un risque de 6.10^{-6} pour une concentration dans l'air de 1 $\mu g.m^{-3}$ de benzène.

- *Discussion*

Le benzène n'est pas un polluant spécifique de l'environnement intérieur. L'exposition résulte de l'environnement intérieur mais aussi de la pollution atmosphérique extérieure. Le mécanisme d'action cancérogène résulterait éventuellement d'une exposition cumulée à des niveaux d'exposition différents entre l'environnement intérieur et extérieur. Pour cet exercice, l'hypothèse d'un développement de leucémies lié uniquement à une exposition dans les environnements intérieurs en tenant compte du temps passé dans ces environnements sera retenue. Cette hypothèse a été retenue pour les autres polluants décrits ensuite.

Certains auteurs discutent de la forme de la relation exposition-risque entre l'exposition au benzène et l'apparition de leucémies. Vlaanderen *et al*., (2010) ont utilisé une méthode de méta régression flexible afin d'analyser la courbe de la relation expositions risques. Ils évoquent ainsi une forme supra linéaire de la courbe. Bien que les études soient limitées en nombre et définies par une large hétérogénéité, les auteurs indiquent que l'inclusion des études de qualité suffisante dans une méthode de méta régression flexible permet une meilleure compréhension de la forme de relation. Les auteurs indiquent ainsi une augmentation significative du risque de leucémie (RR=1,14 [1,04-1,26]) à une exposition de 10 ppm (32,5 $mg.m^{-3}$) annuelle.

Pour les besoins de cette étude, l'hypothèse de l'extrapolation linéaire à l'origine utilisée par l'OMS sera retenue. L'hypothèse d'un risque constant selon la durée d'exposition, pour un âge donné, a été retenue. Certains auteurs (Finkelstein, 2000 ; Richardson, 2008) indiquent toutefois que le

risque de cancer tend à varier selon la durée d'exposition. Par ailleurs, Richardson (2008) indique que les expositions les plus à risque pour le développement de leucémies seraient comprises dans un intervalle inférieur à 10 ans. La variation de la relation dose-réponse selon l'âge n'a pas été prise en compte pour cette substance, dans le cadre de ce travail.

Enfin, les autres pathologies résultant d'une exposition au benzène, notamment les effets hématotoxiques, n'ont pas été incluses dans l'étude en l'absence de relations dose-réponse établies.

- *Données d'exposition*

Dans le cadre de ce travail exploratoire, une approche déterministe pour l'évaluation quantitative des expositions est retenue. La concentration d'exposition est prise égale à la médiane des concentrations rencontrées dans le parc des logements français. La médiane est préférée à la moyenne dans le sens où cette dernière peut être largement influencée par une valeur maximale élevée, qui peut relevée d'une situation anormale ou très spécifique.

De plus, l'hypothèse est faite que la concentration médiane en benzène dans tout environnement intérieur est identique à celle mesurée dans les logements français, à défaut de données disponibles à ce jour pour les parcs français d'écoles, de bureaux et d'autres lieux de vie.

La concentration médiane en benzène dans les logements français est celle mesurée par l'OQAI à l'occasion de la campagne nationale réalisée en 2003-2005, sur un échantillon de logements représentatifs du parc des résidences principales de France métropolitaine continentale (24 millions) (Kirchner *et al.*, 2007). La médiane des concentrations en benzène dans la chambre principale (ou pièce assimilée) est égale à 2,1 µg/m^3 (IC 95 % [1,9 ; 2,2]). Il est considéré que la concentration mesurée dans la chambre est assimilable à la concentration en benzène dans tout le logement.

A titre de comparaison et pour asseoir l'extrapolation de la médiane observée dans les logements aux autres lieux de vie, on peut citer deux études récentes. Dans le cadre de la phase pilote de la surveillance réglementaire de la qualité de l'air intérieur, le benzène a été mesuré à deux saisons dans 310 écoles et crèches réparties dans toute la France y compris les DOM. Une concentration médiane de 2,2 µg/m^3 a été mesurée en phase 1 (moyenne été et hiver, année scolaire 2009-2010 ; 160 écoles et crèches représentant 431 pièces) (Michelot et al, 2011). Dans le cadre du projet européen OFFICAIR, neuf immeubles de bureaux neufs ou rénovés depuis moins de dix ans ont été instrumentés en France durant l'été 2012, puis pendant l'hiver 2012-2013. La concentration moyenne en benzène toutes saisons confondues était égale à 1,9 µg/m^3 (4 espaces de bureaux par immeuble, soit 36 points de mesure).

- *Formule retenue*

Excès de risque individuel (ERI) = Excès de risque unitaire par inhalation (ERUi) * concentration d'exposition dans l'air intérieur * fraction annuelle d'exposition * années d'exposition/80. L'hypothèse d'une espérance de vie à 80 ans est posée (Pison, 2005).

Excès de risque collectif pour une classe d'âge (ERC_c) = Excès de risque individuel (ERI) pour chaque personne de la classe d'âge c * nombre de personnes exposées dans la classe d'âge c.

L'impact global (ERC) est la somme des excès de risque collectif par classe d'âge.

Soit la formule globale pour le calcul de l'impact à l'échelle de la population :

$$ERC = \sum_C ERC_C = \sum_C \left[ERU \times X \times F \times \frac{Age_{cat}}{80}\right] \times Nbre_{cat} \quad (3)$$

Avec :

- ERC_c= nombre de personnes d'une catégorie d'âge contractant une leucémie du fait de l'exposition au benzène.
- ERUi : probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu développe une pathologie s'il est exposé pendant sa vie entière à une unité de dose de la substance. L'ERU décrit une pente de risque et est exprimé pour l'inhalation en $(\mu g.m^{-3})^{-1}$. L'ERUi retenu pour le benzène = 6.10^{-6} $(\mu g.m^{-3})^{-1}$
- $6.10^{-6}\ (\mu g.m^{3})^{-1}$: sur un million de personnes exposées à 1 microgramme par mètre cube d'air de benzène, il est attendu 6 cas de leucémie en excès.
- X : concentration médiane (en microgramme par mètre cube) dans l'air des environnements intérieurs.
- F : temps d'exposition en pourcentage de la journée. Il est fait l'hypothèse que 90 % du temps journalier est passé dans des environnements intérieurs.
- $Nbre_{cat}$: nombre d'individus par catégorie d'âge.
- $\frac{Age_{cat}}{80}$: nombre moyen d'années d'exposition au benzène pour chaque individu considéré divisé par l'espérance de vie moyenne, prise par convention égale à 80 ans.

En France, selon l'Institut national de la statistique et des études économiques (INSEE) en 2004, 25 % de la population a moins de 20 ans, 27 % entre 20 ans et 39 ans, 27 % entre 40 ans et 59 ans, 13 % entre 60 et 74 ans et 8 % entre 75 ans et plus.

Tableau 2 : Nombre de décès par leucémies engendrés par le benzène de l'air intérieur (sur l'année 2004)

Classe d'âge	Durée d'exposition moyenne (années)	Population exposée	TOTAL
De 0 à 19 ans	10	15 783 973	22,4
De 20 à39 ans	30	16 825 510	71,6
De 40 à 59 ans	50	16 857 858	119,5
De 60 à 74 ans	67	7 945 274	75,5
De 75 ans et plus	77	4 838 447	52,8
TOTAL		62 251 062	342

- *Mortalités des leucémies liées au benzène présent dans l'air intérieur*

Les données relatives à l'incidence et à la mortalité des leucémies sont connues. Les données concernant plus spécifiquement les leucémies aiguës seront exploitées dans le cadre de cette étude. On extrapolera sachant que 342 décès par leucémies sont annuellement engendrés par le benzène auquel la population est exposée dans les environnements intérieurs (voir Tableau 2). D'après un rapport de l'Institut de veille sanitaire (InVS) de 2008, le ratio estimé des décès sur l'incidence concernant les leucémies aiguës en 2005 (soit 2733/3082=89 %) permet de déduire

que l'incidence leucémie-benzène est de 385 cas. Par ailleurs, l'InVS[27] a publié une analyse de la mortalité par différents cancers en France qui reprend un travail réalisé par InVS, Francim, INCa, CePidc, Inserm (2010). Cette analyse porte notamment sur la mortalité prématurée mesurée en Années de Vies Perdues (AVP) correspondant au nombre d'années entre l'âge de survenue du décès et un âge limite choisi, 80 ans, en France (Raynal & Bernhard, 2007). Dans le rapport INCa (2007), il est indiqué que la moyenne des années de vie perdues est de 15 ans pour les cancers des tissus lymphatiques. Les leucémies qui peuvent avoir des caractéristiques variées (population cible, durée de survie, taux de récidive…) peuvent être reliées aux cancers des tissus lymphatiques. Ainsi une hypothèse forte à défaut d'une donnée plus spécifique consiste à renseigner 15 années de vie perdues en moyenne dans le cadre des leucémies.

Tableau 3 : Incidence et mortalité engendrées par les leucémies

	Total
Leucémie aigüe	
Nombre de décès	2 733
Incidence	3 082
Années de vie perdues	39 628
Attribuable au benzène dans l'air intérieur	
Décès	342
Incidence	385
Âge moyen au décès	65
Années de vie perdues	5 125

4.2 Trichloréthylène

En 2012, le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) s'est prononcé sur la cancérogénicité de solvants chlorés dont le trichloréthylène (TCE). Il a classé ce dernier comme agent cancérogène pour l'Homme (groupe 1). Le CIRC précise que les études épidémiologiques indiquent une association positive entre une exposition au trichloréthylène et le développement de carcinomes cellulaires rénaux. Les études soutiennent clairement l'existence d'une relation exposition-risque. Sur la base des données humaines, le CIRC conclut en présence d'un niveau de preuve limité en faveur de l'association entre une exposition au TCE et l'apparition de cancers hépatiques et de lymphomes non Hodgkinien. Enfin, le CIRC souligne que le trichloréthylène induit des cancers multi sites chez la souris et le rat (des deux sexes, par inhalation et ingestion) avec une augmentation de l'incidence des tumeurs rénales, hépatiques, pulmonaires, testiculaires et hématopoïétiques dans plusieurs études.

En 2011, l'US Environmental Protection Agency (US EPA) a publié un rapport avec des conclusions convergentes avec celles du CIRC soulignant qu'il existe une relation causale, chez l'Homme, entre l'exposition au trichloréthylène et le cancer du rein. Cette relation se base sur les résultats d'études épidémiologiques. L'US EPA indique également qu'il existe des preuves substantielles, chez l'Homme, d'une relation entre l'exposition à la substance et les lymphomes

27 http://www.invs.sante.fr/applications/cancers/projections2010/donnees_localisation/leucemie_lymphoide_chronique.pdf

non hodgkiniens (moins forte que pour les cancers du rein) et des indications plus fragiles d'un lien entre l'exposition à la substance et le développement de cancers hépatiques ou du tractus biliaire.

Les données épidémiologiques disponibles rapportent également, de manière plus limitée, d'autres localisations tumorales suite à une exposition à cette substance comme la vessie, l'œsophage, la prostate, le col de l'utérus, le sein, et également un lien éventuel entre l'exposition et les leucémies infantiles. La solidité de l'association pour ce type de tumeurs est limitée en raison du faible nombre d'études et de l'absence de relation entre l'exposition et les risques identifiés dans ces études qui sont souvent dépourvues de mesures quantitatives de l'exposition.

Ces données chez l'Homme sont confortées par les données expérimentales indiquant un potentiel cancérogène et mutagène du trichloréthylène. Le trichloréthylène induit chez l'animal différents types de tumeurs par ingestion et par inhalation incluant des localisations tumorales identiques à celles observées chez l'Homme : rein, foie et tissus lymphoïdes. Par ailleurs, les données toxicocinétiques indiquent une similarité qualitative entre l'Homme et le rongeur.

- *Choix de l'ERU*

En 2009, l'Anses a retenu, dans le cadre de son expertise sur les VGAI, l'ERU proposé par l'OMS en 2000 pour une durée d'exposition vie entière et en vue de protéger la population des effets cancérogènes du TCE (OMS, 2000). La valeur proposée par l'OMS est de $4{,}3.10^{-7}$ $(\mu g.m^{-3})^{-1}$. La construction de la valeur repose sur deux études expérimentales animales qui sont apparues être les plus solides selon l'OMS (Maltoni *et al*., 1986, 1988, cité dans OMS 2000).

L'OMS a estimé plusieurs ERU à partir d'une modélisation « LMS » (utilisation du modèle *Linearized Multistage*) des données de cancérogenèse du rat et de la souris, en utilisant le type de tumeurs le plus sensible et pour lequel une augmentation de l'incidence a été observée chez les animaux exposés par rapport aux contrôles : pour l'augmentation de l'incidence des adénomes et carcinomes pulmonaires chez les souris Swiss, l'ERU obtenu était de $9{,}3.10^{-7}$; pour l'augmentation de l'incidence des tumeurs des cellules de Leydig chez les rats Sprague-Dawley, l'ERU obtenu était de $4{,}3.10^{-7}$. L'OMS a choisi de retenir l'ERU calculé chez le rat, fondé sur l'augmentation de l'incidence des tumeurs de cellules de Leydig chez le rat, de $4{,}3.10^{-7}$, considéré pour le TCE comme une espèce plus proche de l'homme que la souris. Ce choix est conforté par des données mécanistiques précisant que la capacité du poumon de l'Homme à transformer le TCE en hydrate de chloral serait négligeable par rapport à la souris.

La transposition chez l'Homme des tumeurs de cellules de Leydig observées chez les rats reste discutée au sein de la communauté scientifique. Ces tumeurs sont généralement considérées comme assez spécifiques de l'espèce. En 2011, l'US EPA indiquait que les tumeurs de cellules de Leydig peuvent être induites chimiquement par des altérations des concentrations d'hormones stéroïdiennes, *via* des mécanismes tels que les agonistes des récepteurs ostrogéniques, d'hormones libérant la gonadotropine ou à la dopamine, des antagonistes des récepteurs d'androgènes et l'inhibition de la 5α-reductase, de la synthèse de la testostérone ou de l'aromatase. Pour ces mécanismes d'action plausibles qui impliquent un dérèglement de l'axe hypothalamo pituitaire testiculaire, une diminution des concentrations de testostérone ou d'oestradiol ou une non reconnaissance de ces deux hormones sont observées et une augmentation des concentrations de LH est communément associée. Bien que les études indiquent que les humains sont quantitativement moins sensibles que les rats dans leur réponse à la LH, les traitements des tumeurs de cellules de Leydig chez les rats *via* une perturbation de l'axe évoqué ci-dessus est considéré par l'US EPA comme représentant un potentiel risque pour les humains (à l'exception des agonistes à la dopamine ou GnRh) au vu des voies de régulation de cet axe qui sont similaires chez les rats et les humains.

Suite à la publication du rapport de l'US-EPA en 2011, établissant le profil toxicologique de la substance associé à une VTR, l'Anses a analysé la qualité et la transparence de la construction de cette valeur. L'ERU a été construit à partir d'une étude épidémiologique française chez des travailleurs. L'effet critique retenu dans l'étude était l'augmentation de l'incidence de carcinomes

rénaux. L'US EPA a utilisé une extrapolation à l'origine depuis un POD (*point of departure*) défini ici par la LEC01 (#BMD1L95) et correspondant à la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % de l'estimation centrale d'un excès de risque de cancer de 1 %. Un ERU de 1.10^{-6} $(\mu g.m^{-3})^{-1}$ a été calculé pour le cancer du rein. L'US EPA a enfin effectué un ajustement (facteur 4 multiplicatif) de l'excès de risque calculé pour le cancer du rein pour prendre en compte le risque potentiel de tumeurs sur des sites multiples (foie et voies biliaires, lymphome non Hodgkinien – données provenant d'autres études) et obtient alors un excès de risque unitaire pour tous types de cancer de 4.10^{-6} $(\mu g.m^{-3})^{-1}$ pour une exposition chez l'adulte (> 16 ans).

L'US EPA discute les classes de populations qui pourraient avoir une plus grande susceptibilité. L'agence indique que les données sont limitées sur ce sujet pour le trichloréthylène. Néanmoins, en accord avec son guide sur la susceptibilité des jeunes enfants aux substances cancérogènes (US EPA, 2005) et en raison du mode d'action génotoxique de la substance, l'US EPA préconise par défaut l'application de facteurs d'incertitude supplémentaires pour différentes classes d'âge pour le cancer du rein[28].

Au final, l'US EPA propose des données décrivant l'excès de risque vie entière pour les différentes classes d'âge en tenant compte d'une susceptibilité accrue pour les jeunes enfants vis-à-vis du cancer du rein reprises dans le Tableau 4.

Selon l'US EPA, l'étude cas-témoins de Charbotel *et al.* (2006) fournit des données suffisantes chez l'Homme pour dériver un excès de risque unitaire pour le cancer du rein. Cette étude de bonne qualité est complétée par une évaluation détaillée des expositions (Fevotte *et al.*, 2006) et prend en compte un certain nombre de facteurs de confusion potentiels dont l'exposition à d'autres substances chimiques, l'âge, le tabagisme, l'indice de masse corporel, etc. Une relation dose-réponse a été rapportée pour une exposition cumulée au TCE et le cancer des cellules rénales. L'Anses indique que l'étude de Charbotel *et al.* apparaît bien menée avec une bonne évaluation rétrospective des expositions et en particulier la réalisation d'un indice cumulé qui prend en compte l'exposition cutanée et par inhalation. Les résultats montrent une association entre une forte exposition cumulée pendant une période professionnelle et le risque de cancer rénal qui reste significative après ajustement sur le tabagisme et l'indice de masse corporelle (IMC). En revanche, la significativité disparaît lorsque le modèle prend en compte l'exposition aux huiles de coupe et de pétrole. Cependant, l'OR reste élevé (OR = 1,96 ; $IC_{95\%}$ = 0,71-5,37). Il est impossible d'exclure qu'une plus grande puissance de l'étude aurait pu aboutir à un résultat statistiquement significatif. Du fait des expositions concomitantes au TCE et aux huiles de coupe et de pétrole, les auteurs reconnaissent que le rôle de ces facteurs de confusion ne peut être exclu (Charbotel *et al.*, 2009). En ce qui concerne la méthode de construction, l'application de tables de mortalité américaines associée à des données d'incidence françaises est contestable. La reconstruction de l'exposition est très bien documentée mais reste néanmoins un exercice difficile, compliqué ici par le fait que les expositions de certains cas ou témoins pouvaient être très anciennes et datées d'époques au cours desquelles la qualité du TCE utilisé a pu évoluer. Le fait d'utiliser des expositions combinées (inhalation et cutanée) rend difficile l'utilisation de ces chiffres pour l'établissement d'une VTR par inhalation. Enfin, le fait d'ajuster l'excès de risque calculé pour le cancer du rein sur le risque potentiel de tumeurs multi-sites en appliquant un facteur multiplicatif est discutable car peu habituel dans les constructions de VTR. Le cumul de tumeurs concernant différents organes est inhabituel et non recommandé dans les pratiques françaises. Le cumul de ces tumeurs explique à lui seul 40 % de la différence entre l'ERU proposé par l'US EPA en 2011 et celui retenu par l'Anses pour supporter la VGAI long terme et les effets sans seuil du TCE (OMS, 2000). La différence résiduelle entre ces ERU (facteur 6) est considérée comme faible au regard des incertitudes pesant sur l'élaboration des VTR en général et des limites de l'étude retenue par l'US EPA en particulier.

28 La méthode est décrite dans le document de l'US EPA paru en 2011 sur le trichloréthylène dans le chapitre 5.2.3.3.1.

Pour cet exercice exploratoire, l'ERU proposé par l'US EPA pour le cancer du rein a été retenu pour les raisons suivantes. En effet, c'est le seul cancer pour lequel le CIRC, dans son évaluation de 2012, estime que les preuves sont suffisantes pour établir un lien causal, chez l'Homme, avec une exposition au trichloréthylène. Par ailleurs, la valeur retenue est plus protectrice que celle proposée par l'OMS. Malgré les réserves émises par l'Anses sur la construction de cet ERU, et en considérant le caractère exploratoire du présent exercice d'évaluation du coût économique, les calculs seront réalisés avec l'ERU 1,0 x 10^{-6} par $(\mu g.m^{-3})^{-1}$.

- *Données d'exposition*

Dans les logements français, la médiane des concentrations est égale à 1,0 µg/m^3 (Kirchner *et al.*, 2007).

Dans les écoles et crèches, il n'y a pas de données à l'échelle du parc pour le moment. Il existe des données de plusieurs études pilotes. Dans la plus récente, réalisée en 2010 dans 51 classes de 17 écoles, la médiane des concentrations était inférieure à la limite de détection (égale à 0,4 µg/m^3) (Kirchner *et al.*, 2011). Dans la première phase pilote OQAI de 2001, dans 18 classes de 9 écoles, la concentration médiane en trichloréthylène était égale 1,3 µg/m^3.

Dans le cadre du projet européen OFFICAIR, neuf immeubles de bureaux neufs ou rénovés depuis moins de dix ans ont été instrumentés en France durant l'été 2012, puis pendant l'hiver 2012-2013. La concentration moyenne en trichloroéthylène toutes saisons confondues était égale à 0,02 µg/m^3 (34 points de mesure).On constate une diminution des concentrations dans le temps probablement liée à une réglementation de plus en plus sévère concernant ce composé, désormais interdit dans les matériaux de construction et produits de décoration. Par souci de simplification, à défaut de données nationales pour tous les lieux, il est possible d'extrapoler la médiane mesurée dans les logements français aux autres lieux clos, sachant que cette hypothèse conduit probablement à une surestimation de l'exposition des expositions.

- *Calcul*

Soit :

- La définition de l'ERC_c qui est égal au nombre de personnes d'une catégorie d'âge contractant un cancer du rein du fait de l'exposition au trichloréthylène à 1 microgramme par mètre cube du fait du temps passé dans un environnement intérieur. L'ERU varie en fonction des classes d'âge.
- Un ERUi de 1,0 x 10^{-6} indique que sur 1 million de personnes exposées à 1 microgramme par mètre cube de trichloréthylène il est observé un excès de risque de 1 cas de cancer du rein.
- X : concentration en microgramme par mètre cube.
- F : temps d'exposition en pourcentage de la journée. Il est fait l'hypothèse que 90 % du temps journalier est passé dans des environnements intérieurs.
- $Nbre_{cat}$: nombre d'individus par catégorie d'âge.
- [X] est la concentration d'exposition, ici en µg.m^{-3}.
- ERC = ERUi x [X] x F x nombre de personnes exposées.

Le Tableau 4 indique que 20 cancers du rein seraient dus, en 2004, à l'exposition au trichloréthylène présent dans l'air intérieur.

Afin de réaliser les calculs avec l'ERU 1,0 x 10^{-6} par µg.m^{-3} pour le cancer du rein, l'US EPA préconise et applique dans son rapport de 2011 des facteurs d'ajustement pour calculer les risques cancérogènes chez les enfants, intitulé *Age Dependent Adjustments factors* (ADAF)[29] s'appliquant uniquement aux substances cancérogènes mutagènes. Ces facteurs d'ajustement ont été retenus pour cet exercice.

Tableau 4 : Nombre de cancers par classe d'âge due à l'exposition au trichloréthylène dans l'air intérieur

Classe d'âge	ERU ajusté	Population	Exposition	Temps	Δ cancer
De 0 à 1 an	1,4 x 10^{-7}	793 727	1	0,9	0,1
De 1 an < 2 ans	1,4 x 10^{-7}	1 584 528	1	0,9	0,2
De 2 à 3 ans	4,3 x 10^{-8}	767 783	1	0,9	0,03
De 3 à 6 ans	1,3 x 10^{-7}	2 303 349	1	0,9	0,27
De 6 à 11 ans	2,1 x 10^{-7}	4 657 441	1	0,9	0,88
De 11 à 16 ans	2,1 x 10^{-7}	3 818 243	1	0,9	0,72
De 16 à 18 ans	2,9 x 10^{-8}	1 479 533	1	0,9	0,04
De 18 à 21 ans	4,3 x 10^{-8}	2 367 318	1	0,9	0,09
De 21 à 30 ans	1,3 x 10^{-7}	7 098 360	1	0,9	0,83
De 30 à 70 ans	5,7 x 10^{-7}	31 701 562	1	0,9	16,26
Total					**20**

L'INCa (2007) indique que les 3 052 décès d'un cancer des voies urinaires comprennent le cancer du rein. L'incidence en matière de morbidité est de 8 293 cas. L'incidence totale est égale à l'incidence homme (5 306) plus l'incidence femme (2 987). Le ratio décès sur incidence est donc de 0,368. Partant des 20 décès par cancer du rein attribuables au trichloréthylène, il est possible de déduire une incidence de 54 cas. Dans le cadre d'un cancer du rein, les individus perdent en moyenne 15 années de vie (INCa, 2007). On suppose donc un âge moyen des décès de 65 ans impliquant 300 années de vie perdues. Une durée de survie de 1,5 an est retenue (INCa, 2007).

29 Pour les substances mutagènes, l'analyse des études chez le rongeur met en évidence un risque de cancer supérieur d'un facteur 10 (moyenne géométrique) chez l'animal juvénile par rapport à l'animal adulte en considérant les études répétées et vie entière, bien que la quantité de données soit modeste. Ainsi, l'US EPA a décidé d'appliquer un ADAF de 10 pour les 2 premières années de vie. Cette classe d'âge a été sélectionnée car l'enfant, au cours de ces 2 premières années, semble plus vulnérable à cause du taux de division cellulaire rapide, et car les différences toxicocinétique et toxicodynamique entre les très jeunes enfants et les adultes sont très importantes. Pour les enfants plus âgés, l'US EPA a retenu une valeur de 3 par défaut (absence de donnée), correspondant à la moitié de la différence entre 1 et 10 à l'échelle logarithmique. Cette valeur de 3 s'applique jusqu'à 16 ans, correspondant au milieu de l'adolescence après une période de changements rapides à la puberté et aux conclusions sur l'augmentation de la taille dans l'enquête NHANES.

Tableau 5 : Incidence, mortalité - cancers du rein (2007)

	Total
Nombre de décès	20
Incidence	54
Âge moyen au décès	65
Années de vie perdues	300

4.3 Radon

Le radon est un gaz radioactif d'origine naturelle qui se concentre dans un bâtiment mal ventilé. C'est un agent cancérigène pulmonaire certain chez l'Homme (CIRC, 1988). L'exposition de l'ensemble de la population française à des concentrations très variées de radon pose la question de son impact en termes de santé publique. Afin de fournir des éléments de réponse, l'évaluation prédictive de l'impact sanitaire de l'exposition domestique au radon en France métropolitaine a été conduite par l'InVS (Catelinois *et al.*, 2007). Les résultats de cette étude sont directement utilisés ici pour le calcul du coût socio-économique lié à la présence de radon dans les logements français.

- *Mortalité liée au radon*

Le nombre annuel de décès par cancer du poumon qui serait attribuable à l'exposition domestique au radon en France métropolitaine (Catelinois *et al.*, 2007) varie de 1 234 (Intervalle de confiance (IC) à 90 % : 593 – 2 156) à 2 913 (IC 90 % : 2 763 - 3 221) en fonction des relations exposition-réponse utilisées.

« *En 2005 et en France, 30 651 nouveaux cas de cancers du poumon diagnostiqués (dont 78 % chez l'homme) ont été à l'origine de 26 624 décès. La fréquence de ce cancer a été multipliée par 4 en dix ans chez les femmes de 35 à 45 ans et il fait partie des 9 cancers dont la fréquence globale a nettement augmenté de 1980 à 2005 (INCa, InVS)* » (source Inserm[30]). Avec une espérance de vie à 80 ans, le décès survient à 69 ans soit une perte de 11 ans d'années de vie[31]. La durée de survie moyenne est de 1,5 an (INCa, 2007).

Il convient de considérer que l'incidence du cancer du poumon imputable au radon est de 2 388 (30651/26624*2074=2 388 cas incidents)[32].

30 http://www.inserm.fr/thematiques/cancer/dossiers/cancer-du-poumon

31 http://lesdonnees.e-cancer.fr/les-fiches-de-synthese/1-types-cancer/12-cancer-poumon/34-epidemiologie-du-cancer-du-poumon-en-france-metropolitaine-donnees-essentielles.html

32 Extrapolation faite à partir du ratio entre les décès engendrés par le cancer du poumon et l'incidence en considérant que ce ratio est le même en population générale et dans le cas des décès par cancers du poumon engendrés par le radon.

Tableau 6 : Mortalité et incidence - cancers du poumon radon (2005)

	Total
Mortalité cancer poumon[1]	26 624
Incidence cancer poumon[1]	30 651
Mortalité par cancer du poumon imputable au radon	2 074[2]
Incidence par cancer du poumon imputable au radon	2 388
Age au décès[3]	69
Années de vie perdues radon	22 814[4]

Sources :
1- Inserm[33].
2 – Il s'agit d'une moyenne entre deux estimations (1 234 et 2 913) issue de Catelinois et al., 2007. Catelinois *et al.* (2007) distinguent l'espérance de vie entre les hommes et les femmes ce qui conduit donc a un nombre un peu supérieur d'années de vie perdues (36 286) contre 22 814 s'il est considéré que l'espérance de vie est la même pour les hommes et les femmes (80 ans).
3 – Selon Inserm (http://lesdonnees.e-cancer.fr/les-fiches-de-synthese/1-types-cancer/12-cancer-poumon/34-epidemiologie-du-cancer-du-poumon-en-france-metropolitaine-donnees-essentielles.html) le décès suite à un cancer du poumon a lieu en moyenne à 69 ans et prive les individus de 11 années de vie.
4 – 2074*11.

4.4 Monoxyde de carbone

Chaque année, environ 1 300 épisodes d'intoxications au monoxyde de carbone (CO) sont déclarés au système de surveillance impliquant en moyenne 2,5 personnes par épisode (source InVS, 2013).

Dans le cadre de la loi de santé publique de 2004 et du premier plan national santé environnement (PNSE1), l'indicateur de suivi de la lutte contre les intoxications au CO a été la mortalité par intoxication au CO d'origine accidentelle (après exclusion des intoxications volontaires et celles liées à un incendie) issue des certificats de décès (source CepiDC-Inserm) avec comme objectif une réduction de la mortalité de 30 % de 2004 à 2008.

Il convient de distinguer les décès par intoxication au CO certaine pour lesquels le CO est clairement identifié, des décès par intoxication au CO possible pour lesquels il est impossible d'affirmer que le gaz en cause est bien le CO.

- *Mortalité liée au CO*

Le nombre annuel de décès par intoxication au CO (hors incendies et suicides) a régulièrement diminué en France métropolitaine depuis la fin des années 1970, passant de 260/280 sur la période 1979-1984 (décès certains/décès possibles), à 174/183 sur la période 1990-1994 puis à 88/107 sur la période 2000-2004.

Le chiffre de 98[34] sera retenu comme indiquant le nombre de décès annuels imputables au CO.

Concernant le coût des 98 décès attribuables au CO, la question est de savoir quel est l'âge moyen des personnes décédées. Une étude consacrée à la mortalité par intoxication au CO dans la région Nord-Pas-de-Calais (Mathieu *et al*., 2000) a été exploitée. Le réseau de surveillance a

33 http://www.inserm.fr/thematiques/cancer/dossiers/cancer-du-poumon

34 Moyenne arithmétique arrondie à l'entier supérieur des décès certains et décès possibles annuellement sur la période 2000-2004, soit (88+107)/2.

recensé 649 cas d'intoxication au monoxyde de carbone pour 1994. Par rapport à la population régionale, ce groupe de patients intoxiqués ne présente pas de différence de répartition quant au sexe. En revanche, l'âge moyen est plus jeune (33 ans), 40 % des patients sont de jeunes adultes ayant entre 20 et 40 ans. Cette étude est supposée représentative[35] de la France et la situation est supposée ne pas avoir évoluée entre 1994 et 2004.

Le nombre d'années de vies perdues par les intoxications au CO est pour un individu de 47 ans. Globalement 4 606 (47 x 98) années de vie ont été perdues du fait d'une intoxication au CO.

4.5 Particules

Le terme *particules* désigne, pour cette étude, l'ensemble de la matière solide et/ou liquide en suspension dans l'air. Ces particules, présentes dans l'air intérieur ont des conséquences sanitaires néfastes à la santé.

- *Effets sanitaires*

Les éléments de synthèse rapportés ici sont extraits du rapport d'expertise de l'Anses sur les particules dans l'air intérieur (Afsset, 2009). Les particules sont le plus souvent réparties en différentes classes granulométriques en fonction leur diamètre aérodynamique. Selon les dispositifs d'échantillonnage, des appellations différentes sont utilisées dès lors qu'il est fait référence au mesurage de différentes fractions granulométriques, pour la surveillance de la qualité de l'air ambiant, ou des atmosphères des lieux de travail.

Les fractions PM_{10} et $PM_{2,5}$[36] sont les plus communément documentées, dans la mesure où leurs niveaux de concentration dans l'air ambiant sont réglementés et où les études épidémiologiques ont mis en évidence des effets sur la santé pour ces fractions.

La composition chimique et biologique des particules est également un élément déterminant. Il varie en fonction des sources, de la fraction granulométrique, de la zone géographique, de la météorologie, etc. Ce sujet est complexe et reste peu étudié, que ce soit pour les particules présentes dans l'air extérieur ou pour celles de l'air intérieur.

Dans l'air intérieur, les niveaux de particules dépendent de plusieurs facteurs dont le transfert de la pollution extérieure, les activités humaines telles que la cuisson des aliments, l'entretien des locaux, le tabagisme, l'utilisation de produits tels que bougies et encens ainsi que certains équipements du bâtiment : état des appareils de combustion domestiques, systèmes de ventilation, etc.

Dans l'air extérieur, les sources sont d'origine naturelle comme les feux de végétation, les éruptions volcaniques et l'érosion éolienne ou anthropique : agriculture, industries, transports, chauffage résidentiel et tertiaire, etc. Les particules fines et ultrafines sont issues principalement de processus de combustion. Des réactions chimiques en phase atmosphérique peuvent aussi conduire à la formation de particules secondaires, plutôt dans la gamme des ultrafines.

35 Hypothèse forte au regard de la structure d'âge de la région Nord-Pas de Calais par rapport à la France entière. Cette région est l'unel'une des plus jeune de France (source : Insee - Estimation de population par région, sexe et grande classe d'âge - Années 1975 à 2013))

36 PM_x : particule en suspension dans l'air, d'un diamètre aérodynamique médian inférieur à x µm (en anglais *Particulate Matter*)

En l'absence de sources intérieures, les niveaux de particules dans l'air intérieur sont corrélés à ceux dans l'air extérieur (Ramalho *et al*, 2012). En revanche, dès lors que des sources intérieures sont activées, ces dernières contribuent de façon prépondérante aux niveaux intérieurs (Primequal, 2005).

Dans l'air intérieur, les études des effets des particules sur la santé sont peu nombreuses. La grande majorité des études chez l'Homme a été menée pour l'exposition à des particules urbaines. Au vu des données toxicologiques et épidémiologiques, il ne peut pas être établi de seuil en deçà duquel aucun effet sanitaire néfaste n'est attendu à l'échelle de la population.

Dans l'air ambiant, les effets observés chez l'Homme liés à une exposition à court terme aux particules ont été décrits par des études d'exposition humaine contrôlée et des études épidémiologiques sur les fractions PM_{10} et $PM_{2.5}$ ainsi que sur les particules diesel (IARC, 2012). Des inflammations respiratoires suivies d'atteintes de la fonction vasculaire ont été observées, ainsi que des troubles du rythme cardiaque chez des volontaires en bonne santé ou souffrant de pathologies respiratoires exposés par des instillations nasales ou des inhalations de particules. Des augmentations de la mortalité, des hospitalisations pour des pathologies cardiovasculaires et respiratoires, des aggravations d'asthme et de broncho-pneumopathie chronique obstructive (BPCO) ont été associées à des augmentations des concentrations ambiantes en PM_{10} et $PM_{2,5}$ dans les études épidémiologiques (Afsset, 2007). Ces effets sont généralement plus marqués chez les sujets âgés (65 ans et plus).

Les études portant sur l'exposition à long terme aux particules dans l'air ambiant sont moins nombreuses (Afsset, 2007). Des études de cohorte américaines ont mis en évidence des augmentations significatives de la mortalité (totale, cardio-respiratoire, et par cancer du poumon) et de la survenue de maladies respiratoires (asthme, BPCO, etc.) et cardiovasculaires. Les effets sanitaires mis en évidence sont importants : baisse de la qualité de vie, hausse des hospitalisations (pathologies respiratoires et cardiovasculaires, etc.), hausse de la mortalité (toutes causes et causes spécifiques respiratoire et cardiovasculaire), baisse de l'espérance de vie. Seuls les effets liés à une exposition à long terme seront considérés dans cet exercice.

- *Relations doses-réponses*

Les résultats du projet REVIHAAP (*Review of evidence on health aspects of air pollution*) confirment une association entre mortalité et morbidité suite à une exposition à court et long terme pour les $PM_{2.5}$, notamment d'origine cardio-vasculaire avec des hypothèses de mécanismes biologiques. Les données récentes, à l'instar du projet APHENA (*Time-series studies of short-term effects of air pollution on health in Europe and North America*), indiquent également une augmentation significative de la mortalité (totale, cardio-vasculaire, respiratoire) avec une augmentation des concentrations en PM_{10} et l'absence de seuil. Les données récentes ne permettent pas d'établir un seuil d'effet sanitaire pour une exposition à court et long terme aux particules fines $PM_{2.5}$.

Il a été mis en évidence, *via* notamment le projet ESCAPE (*European Study of Cohorts for Air Pollution Effects*), des relations doses-réponses significatives entre une augmentation des concentrations en particules $PM_{2.5}$ et PM_{10}, et des effets coronariens, et cela même pour des concentrations inférieures aux valeurs guides de l'OMS respectivement égales à 10 et 20 $\mu g.m^{-3}$ en moyenne annuelle.

De nouveaux effets sanitaires, par rapport à ceux aujourd'hui bien établis, ont été suggérés tels que l'athérosclérose, des effets sur la reproduction dont le faible poids de naissance ou des atteintes respiratoires précoces. D'autres effets sanitaires ont été observés de manière émergente, notamment le diabète ou des atteintes cognitives et neuro-développementales.

Certaines populations sont plus sensibles que d'autres en termes d'effets sur la santé, les sous-groupes suivants peuvent être considérés : fœtus, nouveau-nés, enfants, personnes âgées, toute personne atteinte de pathologie cardiovasculaire ou respiratoire (antécédents d'infarctus du myocarde, coronaropathie, asthme, BPCO, etc.), de diabète, voire d'obésité (Afsset, 2007).

Par ailleurs, des interrogations demeurent sur l'influence de la taille et de la composition chimique des particules. A l'heure actuelle, il est difficile de distinguer les effets liés à la taille, au nombre et à la composition chimique des particules.

Contrairement aux autres polluants investigués dans la présente étude, il n'existe pas de VTR pour les particules. Il existe une VTR proposée par l'US EPA pour les particules diesel et portant sur des effets non cancérogènes chroniques ; cette valeur ne s'avère pas pertinente pour le contexte de cette étude.

L'Anses a étudié les particules dans le cadre de ses travaux d'expertise sur l'élaboration de VGAI. L'agence a conclu que la démarche d'élaboration des VGAI n'était pas applicable *stricto sensu* au cas des particules, dans la mesure où celles-ci ne faisaient pas l'objet de valeurs guides basées exclusivement sur des critères sanitaires proposées par des organismes supranationaux ou nationaux, ni de VTR dans les bases de données usuellement consultées (Afsset, 2009). Ainsi, l'agence n'avait pas proposé de valeur guide de qualité d'air intérieur pour des expositions aiguë et chronique aux particules présentes dans l'air intérieur. Pour guider les gestionnaires, l'Anses rappelait néanmoins l'existence des valeurs guides de l'OMS pour l'air ambiant (valeurs de gestion ne protégeant pas totalement de la survenue d'effets sanitaires) et observait qu'elles étaient d'ores et déjà dépassées dans les logements français.

- *Choix des relations expositions-risques*

L'exercice suivant s'avère exploratoire et s'appuie sur des hypothèses fortes dont la validité devra être discutée plus largement au sein de la communauté scientifique et des agences sanitaires d'expertise. Toujours dans le cadre de cette première évaluation du coût socio-économique de la pollution de l'air intérieur, seules les particules $PM_{2,5}$ sont considérées par la suite.

Les hypothèses retenues pour cet exercice sont les suivantes :

- il est proposé l'hypothèse forte les seules relations expositions-risques existantes sont issues des études de séries temporelles établies pour l'air ambiant entre les particules définies comme un indicateur de la pollution atmosphérique urbaine dont la mesure correspond à des niveaux de stations de fond urbaines, et des indicateurs sanitaires (suivi de la morbidité/mortalité). Ainsi, il est proposé l'hypothèse forte d'une analogie entre les effets associés aux particules urbaines et celles de l'air intérieur. Cette hypothèse est basée sur le fait que, hormis dans le cas de pollutions spécifiques à l'intérieur des bâtiments (tabagisme, combustion de bougies, encens, etc.), les particules présentes dans les environnements intérieurs sont largement influencées par les particules provenant de l'air extérieur des bâtiments (Kirchner *et al.,* 2002) ;
- l'assimilation au logement de tous les environnements intérieurs (travail, transports, etc.), en termes de niveaux de concentration intérieure en $PM_{2,5}$, ce qui est aussi une hypothèse forte, est également retenue pour cette approche exploratoire. De plus, seuls les logements non-fumeurs ont été retenus pour définir les niveaux de concentration intérieurs. Les particules liées au tabagisme ont une composition et, par conséquent, une toxicité particulières et l'impact de la fumée de tabac environnementale est traité distinctement par la suite.

Dans la mesure où les relations expositions risques ont été établies pour les particules ambiantes urbaines, il a été envisagé de réduire le calcul de l'impact sanitaire à celui concernant la population résidant en zone urbaine et péri urbaine. En effet, la nature, la composition et la distribution granulométrique des particules en zone urbaine diffèrent de celles en zone rurale en raison des sources d'émission. A titre d'exemple, les particules en zone rurale sont plus riches en soufre du fait d'émissions liées à des activités agricoles. Cependant, il est proposé, dans une approche protectrice de santé publique, de retenir les relations expositions-risques pour toute la population étant donné l'absence de relation spécifique pour les populations exposées dans les environnements intérieurs situés en zone rurale. Par ailleurs, en 2011, l'INSEE avait proposé un nouveau zonage de la population en aires urbaines. L'institut indiquait que « *61 millions de personnes, soit 95 % de la population, vivent sous l'influence de la ville. Pour l'essentiel, il s'agit de*

personnes résidant dans des zones d'échanges intensifs entre les lieux de domicile et de travail. Les aires urbaines sont composées d'un pôle, ville concentrant au moins 1 500 emplois, et le plus souvent d'une couronne. Ces aires structurent le territoire français et englobent la moitié des communes : 85 % de la population y réside. 60 % de la population, soit 37,8 millions d'habitants, réside au sein même des pôles des grandes aires urbaines. Ces grands pôles constituent le cœur de l'urbain, avec plus de 800 habitants par km², soit huit fois plus que la moyenne nationale. En dehors des aires urbaines, 11 000 communes sont multipolarisées, sous l'influence de plusieurs aires urbaines sans qu'aucune ne prédomine : 10 % de la population y réside. Signe des nombreuses interactions entre villes et campagnes, les trois quarts des communes rurales sont sous influence des villes, dans lesquelles réside un habitant sur cinq. Hors influence des villes, on trouve 5 % de la population dans 7 400 communes rurales ou petites villes ». Ainsi, il est proposé de retenir que les relations expositions-risques s'appliquent à l'ensemble de la population française.

- *Choix des données d'exposition*

Les mesures des concentrations en $PM_{2,5}$ effectuées dans le cadre de la *campagne nationale logements* de l'OQAI de 2003 à 2005, dans le séjour de 290 logements, sont extrapolables aux concentrations dans environ 12 millions de logements français. La médiane des concentrations est égale à 15,2 µg.m^{-3} dans les logements non-fumeurs. Cette valeur est utilisée pour représenter les niveaux d'exposition de la population aux $PM_{2,5}$ dans les environnements intérieurs aux fins des calculs socio-économiques.

Pour information, dans le cadre de l'étude pilote réalisée par l'OQAI en 2010 dans 51 classes de 17 écoles, la médiane des concentrations en $PM_{2,5}$ était égale à 20,3 µg/m^3 (Kirchner *et al.*, 2011).

- *Mortalité liée à la pollution de l'air dont les particules sont un indicateur*

Concernant les concepts et les méthodes relatifs à l'évaluation de l'impact sanitaire, la suite de l'exercice s'appuie explicitement sur la démarche retenue dans l'étude Aphekom (2012).

Concernant les calculs d'impact, seuls les effets liés à une exposition à long terme ont été considérés en retenant les $PM_{2.5}$. Il est à noter que la majorité des effets totaux sont attribuables à une exposition à long terme. Les événements de santé concernent les effets à long terme des $PM_{2,5}$ sur la mortalité, en retenant un risque relatif (RR) de 1,06 (intervalle de confiance à 95 % : 1,02 – 1,11) pour une augmentation de 10 µg/m^3 de la concentration de $PM_{2,5}$, issu de l'étude de Pope *et al*., (2002) sur la cohorte de l'*American Cancer Society* (ACS). Un RR de 1,12 (1,08 – 1,15) par 10 µg/m^3 pour la mortalité cardiovasculaire, issu également de l'analyse de la cohorte de l'ACS, a été utilisé dans l'étude Aphekom et repris ici. L'impact a été calculé en considérant la population âgée de 30 ans et plus, en utilisant le même RR pour tous les groupes d'âge.

La formule suivante a été appliquée :

$\Delta y = Fxy_O(1 - e^{-\beta\Delta x})$ avec :

- F : temps d'exposition en pourcentage de la journée ;
- y_0 est le est nombre annuel de décès hors morts violentes observés;
- Δx est la différence moyenne de concentrations entre un environnement intérieur pollué par des sources intérieures et extérieures et un environnement intérieur dénué de sources de pollution ;
- β est le coefficient de la fonction exposition-réponse ; en pratique β=log(RR10)/10, où RR10 est le risque relatif pour une augmentation de 10 µg/m^3 de la concentration du polluant considéré ;
- Δy correspond à l'impact calculé.

Pour cet exercice, les données suivantes ont été prises en compte :

- F : il est fait l'hypothèse que 90 % du temps journalier est passé dans des environnements intérieurs.
- y_0 : les données ont été exploitées au niveau national et sont extraites de l'inventaire du Centre d'épidémiologie sur les causes médicales du CepiDc. Les effectifs de décès correspondent à l'année 2004 en cohérence avec les données exploitées afin d'estimer les niveaux d'exposition. Il est observé 470 422 décès hors morts violentes en France métropolitaine en 2004[37].
- Δx = m – x : Il a été décidé de retenir une différence de niveaux d'exposition afin de tenir compte du fond de pollution en particules. En effet, il ne paraît pas réaliste de retenir uniquement un niveau médian de pollution en particules en excluant les particules présentes dans les environnements intérieurs sans source de pollution. La médiane mesurée est égale à 15,2 µg.m^{-3} ($PM_{2,5}$). Cette concentration est utilisée pour représenter les niveaux d'exposition de la population dans les environnements intérieurs. Par ailleurs, cette valeur médiane est issue des logements dans lesquels les occupants sont non-fumeurs. La valeur « x » correspond au niveau de base. Dans le cadre de la présente étude, le percentile 5 mesuré lors de la campagne logements 2003-2005 de l'OQAI est choisi, soit 8,4 µg.m^{-3} ($PM_{2,5}$). La valeur minimale n'a pas été retenue, considérant que les valeurs extrêmes correspondent à des situations potentiellement uniques et atypiques. Ainsi Δx=6,8 µg.m^{-3}.
- β : les données sont issues des dernières publications de l'étude Aphekom[38]. Les risques relatifs retenus ont été présentés précédemment et le Tableau 5 décline les intervalles de confiance pour les β (mortalité toutes causes et de causes cardiovasculaires) calculés pour une augmentation de 10 µg/m^3.

Tableau 5 : Coefficient de la fonction exposition-réponse : β

	Borne inf.	Valeur moyenne	Borne sup.
Mortalité toutes causes personnes ≥30 ans	0,001980263	0,0058269	0,010436
Mortalité cardio-vasculaire personnes ≥ 30 ans	0,007696104	0,0113329	0,0139762

Les résultats de la mortalité imputable aux particules en 2004 sont présentés dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Décès engendrés par les particules ($PM_{2,5}$) en suspension dans l'air intérieur (2004) selon les hypothèses considérées

	2004
Mortalité (décès hors morts violentes) (>30 ans)	16 236 [5590 ; 28630]
Dont mortalité cardio-vasculaire (>30 ans)	10 006 [6878 ; 12231]

Note : [1] Les données partageant les causes de décès entre cardio-vasculaire, cancers du poumon sont indisponibles.

37 Décès toutes causes confondues hors causes externes (codes CIM10 : A00-R99), pour la France métropolitaine et l'année 2004

38 Dans l'étude Aphekom (2012), d'autres calculs d'impact, hormis le nombre équivalent de décès toutes causes (décès de morts violentes) et de causes cardiovasculaires, ont été proposés incluant l'impact sur l'espérance de vie moyenne à 30 ans ou le poids total sur la durée de vie de la population, exprimé en termes du nombre total d'années de vie, calculé comme le produit de l'espérance de vie à 30 ans et de la population estimée à 30 ans. L'intérêt de leur calcul dans le contexte de cette étude pourra être discuté.

Les résultats présentés dans le Tableau 6 signifient que, pour l'année 2004, 16 236 personnes âgées de 30 ans et plus sont décédées en lien avec une exposition aux particules dans les environnements intérieurs. Il s'agit d'une mortalité (décès hors morts violentes) incluant les pathologies respiratoires, cardiovasculaires et autres.

Les données sont délicates à interpréter. Deux stratégies de calcul sont proposées.

La première stratégie implique le calcul de la perte d'espérance de vie à 30 ans en lien avec une exposition aux particules dans les environnements intérieurs. L'espérance de vie a été calculée par tranche d'âge. Ici l'amplitude de classe est d'un an. Selon les données INSEE[39], on dispose pour 2004-2006 en partant d'une population fictive de 100 000 individus :

- Nombre de survivants $S(x)$ à l'âge x
- Le quotient de mortalité $Q(x,x+1)$ pour 100 000 survivants à l'âge x. Il s'agit donc du nombre de décès pour 100 000 individus dans la classe d'âge.
- L'espérance de $E(x)$ à l'âge x.

<u>Exemple</u> :

Tableau 7: Extrait d'une table de mortalité des années 2004 – 2006

Age x	Effectifs S(x)	Q(x,x+1)	E(x)
0	100 000	391	80,28
1	99 609	32	79,6
2	99 576	21	78,62

Source : Insee

Il est important de signaler que $Q(x,x+1)$ est donné pour 100 000 individus. Il est donc nécessaire de l'ajuster pour le calcul de l'équation d'impact sanitaire. Ainsi $Q(x,x+1)_{ajusté}$ se détermine de la manière suivante :

$$Q(x,x+1)_{ajusté} = \frac{Q(x,x+1)}{100\,000} \times S(x)$$ (équation A)

L'étape suivante consiste à calculer l'impact d'une réduction des $PM_{2.5}$ de Δ=6,8 µg/m^3 avec $\beta = \frac{\log(RR_{sp})}{10} = \frac{\log(1.06)}{10} \cong 0.0058268908$. De fait on réalise l'opération suivante :

$$Q(x,x+1)_{PM\ ajusté} = Q(x,x+1)_{ajusté} - 0{,}9 \times Q(x,x+1)_{ajusté} \times \left(1 - e^{-\beta \times \Delta}\right)$$ (équation B)

Par la suite, il est nécessaire de procéder à l'estimation de l'espérance de vie de cette population après réduction de la concentration des particules. Pour ce faire, il faut déterminer le nombre d'années vécues dans la classe d'âge x. Une hypothèse est faite à ce stade, à savoir, les individus

39 http://www.insee.fr/fr/ppp/bases-de-donnees/irweb/sd2006/dd/excel/sd2006_t68_fe.xls

qui décèdent dans classe d'âge x survivent en moyenne la moitié de la classe soit 6 mois. Ainsi, le nombre d'années vécues dans une classe d'âge x correspond à l'ensemble des individus qui atteignent la classe d'âge $x+1$ plus la moitié (6 mois / 12 mois) des individus qui décèdent durant la classe d'âge x, soit de manière formelle avec $L(x)$ le nombre d'années vécues dans la classe d'âge x :

$$L(x)_{PM} = S(x)_{PM} + \frac{6}{12} \times Q(x, x+1)_{PM\ ajusté}$$ (Équation C)

Le nombre total d'années de vie restantes pour les individus de la classe d'âge x correspond à la somme des années vécues dans les classes supérieures, soit :

$$T(x)_{PM} = \sum_{t=x}^{t=105} L(t)_{PM}$$ (Équation D)

L'espérance de vie peut alors être déterminée par le rapport entre le nombre total d'années de vie restantes pour les individus de la classe d'âge x et l'effectif survivants $S(x)$ à l'âge x :

$$E(x)_{PM} = \frac{T(x)_{PM}}{S(x)_{PM}}$$ (Équation E)

L'impact d'une diminution des particules dans l'air intérieur au niveau de la variation de l'espérance de vie est alors déterminé par $\Delta E(x) = E(x) - E(x)_{PM}$.

Il est obtenu 707 413 [243608 ; 1247202] années de vies perdues pour les personnes âgées de 30 ans en 2004 après multiplication de l'effectif de la classe d'âge [30-31 ans] en France en 2004, soit 874 688 individus, avec la perte d'espérance de vie pour cette classe d'âge, soit 0,81 année. La méthode de calcul visant à déterminer le différentiel d'espérance de vie entre une population exposée à la concentration actuelle de particules et une population exposée au niveau du P5 présente plusieurs hypothèses et limites, à la fois sur le calcul d'impact sanitaire et sur la méthode de calcul d'espérance de vie. Premièrement, les décès considérés sont ceux pour une population qui a au moins 30 ans. En effet, l'impact d'une exposition aux particules déterminé par le RR de Pope (1995) qui se base sur ce fragment de la population générale. Ainsi, l'impact sanitaire sur des populations plus jeunes et potentiellement plus sensibles n'est pas pris en compte. Il y a donc une éventuelle sous-estimation de l'impact. Un second élément de l'équation d'impact sanitaire mérite d'être discuté. En effet, un facteur de pondération a été indiqué car les individus passent 90% de leur temps en milieu intérieur. Le RR de Pope permet de mesurer les conséquences sanitaires d'une exposition permanente aux particules. Ainsi afin de déterminer l'impact d'une exposition en fonction du lieu d'exposition, une indication relative au budget espace-temps a été renseignée. Cette pondération est une valeur moyenne qui ne permet donc pas de considérer une hétérogénéité individuelle. Enfin, une hypothèse sur la distribution des décès est faite au sein d'une même classe d'âge lors du calcul d'espérance de vie. Il est estimé que les individus qui décèdent à un âge donné, survivent la moitié du temps de la classe, à savoir 6 mois (Lukacs et al. 1968). Au regard de l'importance des effectifs qui décèdent dans une classe, il est supposé une distribution des décès suivant une loi Normale. Ainsi la moyenne arithmétique peut être assimilée au centre de classe soit 6 mois.

La seconde stratégie de calcul consiste à utiliser la même démarche que celle suivie dans cette étude pour les autres polluants ce qui conduit à considérer qu'en 2004, 16 236 décès sont engendrés par les particules dont 10 006 en lien avec des des maladies cardio-vasculaires.

En 2013, le CIRC, a classé la pollution de l'air extérieur comme cancérogène pour l'Homme (Groupe 1). Après une analyse de la littérature scientifique, les principaux experts mondiaux réunis par le Programme des Monographies du CIRC ont conclu qu'il existait des indications suffisantes permettant de dire que l'exposition à la pollution atmosphérique provoque le cancer du poumon (Groupe 1). Ils ont également noté une association positive avec un risque accru de cancer de la vessie. Les matières particulaires, une composante majeure de la pollution de l'air extérieur, ont été évaluées séparément et ont également été classées comme cancérogènes pour l'Homme (Groupe 1) (CIRC, 2013).

Pour cet exercice exploratoire, un calcul a été réalisé en utilisant le RR de l'étude de Pope *et al.* (2002), soit un coefficient β de 0,0131028262 [0,0039220713 ; 0,0207014169]. Le nombre de décès par cancer du poumon correspond à 2 074 [640 ; 3194]. La cause des décès des 4 156 autres cas est ignorée. Il paraît raisonnable de considérer qu'il s'agit de pathologies respiratoires et il est proposé l'hypothèse que ce soit des conséquences de BPCO.

Le nombre de décès induit par les particules est connu mais pas l'incidence des pathologies pour les maladies cardiovasculaires. Une hypothèse forte consiste à poser que l'incidence des maladies cardiovasculaires est égale au nombre de décès afin de pouvoir poursuivre les calculs. Selon les données préalablement mentionnées dans le cadre du radon, il est possible d'estimer que l'incidence annuelle du cancer du poumon du fait d'une exposition aux particules est de 2 388. Concernant les BPCO, un rapport du Ministère de la Santé, indique qu'en France 16 000 personnes en décèdent chaque année et 40 000 nouveaux malades sont admis annuellement en *Affection de Longue Durée* (ALD)[40]. Il est posé que le ratio incidence/décès est donc 2,5. Il est considéré que pour 4 156 décès BPCO en 2004, il y avait 10 390 nouveaux patients diagnostiqués avec une BPCO du fait d'une exposition aux particules.

L'âge moyen de décès par cancer du poumon est 69 ans, le nombre d'années de vies perdues est donc 22 814[41]. Dans la présente étude, deux maladies cardiovasculaires sont étudiées dans la section « fumée de tabac environnementale » : infarctus et accident vasculaire cérébral (AVC). Afin de renseigner les maladies cardiovasculaires, des éléments sont indiqués ici concernant les infarctus et les AVC en France entre 2004 et 2006. L'âge moyen de décès par infarctus était de 77[42] ans en population générale entre 2004 et 2006. On posera que le nombre d'années de vie moyen perdues pour les décès par infarctus est de 3 ans. L'âge moyen de décès est 80[43] ans pour les AVC. On posera que le nombre d'années de vie moyen perdues pour les décès par AVC est nul. En effet une espérance de vie de 80 ans a été retenue pour cet exercice exploratoire. On considéra que les infarctus sont représentatifs de l'âge moyen des décès par maladies cardiovasculaires[44]. L'âge moyen du décès par maladies cardiovasculaires est donc 77 ans. Le nombre d'années de vies perdues est donc 30 018[45].

Les BPCO privent les individus d'une année de vie car le décès survient en moyenne à 79 ans (Godard et al. 2007). La durée de survie après diagnostic d'une BPCO est estimée à 12 ans en moyenne (Anto, 2001 ; Chapman, 2006 ; Dal Negro, 2007). Le nombre total d'années de vie perdues est donc égal à 4 156.

---

40 http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/plan_bpco.pdf

41 11 ans × 2 074 décès

42 Source : CépiDC. Ces décès correspondent aux codes de la CIM10 : [I21-I23]

43 Source : CépiDC. Ces décès correspondent aux codes de la CIM10 : [I60-I64, G45-G46] (sauf G45.4). Il est à signaler que les codes G46.0 à G46.8 ne sont pas utilisés en cause initiale, il n'y a donc aucun décès pour le sous-chapitre G46.

44 Hypothèse qui mérite d'être précisée dans une version affinée du rapport.

45 3 ans × 10 006 décès

Tableau 8 : Décès liés l'exposition aux particules (2004)

Décès toute causes	16 236
Dont :	
Cancer du poumon	2 074
Incidence	2 388
Âge au décès	69
Nombre d'années de vie perdues	22 814
Origine cardiovasculaire	10 006
Incidence	10 006
Âge au décès	77
Nombre d'années de vie perdues	30 018
Autres causes (BPCO)	4 156
Incidence	10 390
Âge au décès	79
Nombre d'années de vie perdues	4 156
Nombre total d'années de vies perdues	56 988

4.6 Fumée de tabac environnementale

Dans le Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire (BEH) n°20-21 de 2011, C. Hill souligne que la fumée de tabac environnementale est une source importante de pollution de l'air dans les espaces clos. Parmi les 4 000 composants chimiques de cette fumée, plus de 250 sont nocifs et une cinquantaine sont cancérigènes. La nocivité de l'exposition à la fumée de tabac dans l'environnement a été étudiée dans des milliers d'enquêtes dont les résultats ont été résumés dans de très nombreux rapports. Les principaux effets sont, chez l'adulte, une augmentation d'environ 25 % des risques de cardiopathie ischémique et de cancer du poumon. Chez les enfants, l'exposition à la fumée de tabac augmente le risque de mort subite du nourrisson, d'infections respiratoires, d'otites et d'asthme.

L'INCa indique que le tabagisme passif, ou fumée de tabac environnementale pour cette étude, est responsable de cancers du poumon et de nombreuses autres maladies avec un certain nombre de maladies non-néoplasiques, telles que les maladies coronariennes, les symptômes respiratoires chroniques, et la mort subite du nourrisson (INCa, 2009). Le CIRC (2004) évoque aussi une association positive avec le développement du cancer du larynx et du pharynx.

Le rapport du groupe de travail coordonné par la Direction générale de la santé (DGS) sur le tabagisme passif paru en 2001 (Dautzenberg, 2001) évoque un nombre de décès en lien avec la fumée de tabac environnementale et souligne qu'il n'existe pas de source fiable d'estimation en France. Pour cela, il s'appuie sur un rapport plus ancien de l'Académie de Médecine de 1997, l'estimation rapportée était de 2 500 à 3 000 décès annuels[46] et répartie comme suit :

- *Cancers du poumon : supérieur à 100 morts.* Les auteurs du rapport de la DGS évoquent une étude aux Etats-Unis concluant que la fumée de tabac environnementale était à l'origine de 3 000 cancers du poumon par an (US EPA, 1993). Les auteurs indiquent qu'en France, où la consommation tabagique était inférieure durant les décennies précédant la publication, une

46 En fait 2 750 à 3 200 si les données évoquées par le rapport sont respectées. Les auteurs ont sans doute simplifié en donnant comme fourchette 2 500 à 3 000.

estimation discutée attribuait aux expositions dues au conjoint fumeur au moins une centaine de cas par an. En y ajoutant l'exposition pendant l'enfance, au travail, et celle due aux membres du foyer familial autres que le conjoint et aux amis, l'ensemble des cancers dus à la fumée de tabac environnementale devait atteindre le double de ce chiffre.

- *Maladies cardio-vasculaires : 2 500 à 3 000 morts*. Les auteurs du rapport de la DGS rapportent les résultats d'une étude épidémiologique portant sur 305 000 couples suivis prospectivement, indiquant une augmentation de 20 % du risque de décès par maladies coronariennes chez les hommes non-fumeurs mariés à des fumeuses (par rapport à ceux mariés à des non fumeuses) et une augmentation de 10 % pour les femmes non fumeuses mariées à des fumeurs. Le risque relatif était donc voisin de celui du cancer du poumon mais, compte tenu de la prévalence beaucoup plus grande des maladies cardiovasculaires, le nombre de décès estimé aux Etats Unis pouvait se situer entre 30 000 et 60 000[47] par an (pas de publication citée dans le rapport de Dautzenberg, 2001). En 1997, les auteurs indiquaient pour la France, en première approximation et pour les mêmes raisons que pour le cancer du poumon, un chiffre de 2 500 à 3 000 décès annuels liés à cet effet, soit environ dix fois plus que celui des cancers du poumon dus à la fumée de tabac environnementale.

- *Infections de l'enfant : 100 morts et infections de l'enfant : 60 000 à 100 000 cas.* Les auteurs du rapport indiquent que les infections occasionneraient aux Etats-Unis environ 300 000 infections graves des voies aériennes et 330 décès. Les auteurs précisent qu'en France, le tabagisme parental est plus élevé qu'aux Etats-Unis et estiment donc en 1997 qu'environ 60 à 100 000 infections graves et une centaine de décès pouvaient être attribués à cette cause.

En 2004, le CIRC estime que 253 non-fumeurs (37 % étaient des hommes et 63 % des femmes) sont morts en France, en 2000, par cancer du poumon attribuable à la fumée de tabac environnementale. Ces données de mortalité par cancers dus à la fumée de tabac environnementale ne concernent que les non-fumeurs. Ce sont des minimas qui ne prennent pas en compte les risques sanitaires de la fumée de tabac environnementale sur les fumeurs.

Un autre rapport publié (Jamrozik, 2006) sous l'égide de l'*European Cancer Society*, de *Cancer Research* UK, de l'*European Hearth Network*[48] et de l'INCa et intitulé *Lifting the SmokeScreen*, 10 reasons for Smoke Free Europe propose également des estimations sur le nombre de décès associés au tabagisme passif[49]. En se limitant uniquement aux estimations concernant les personnes exposées à la fumée environnementale (en excluant les fumeurs exposés à la fumée environnementale), l'auteur du rapport présente les résultats suivants pour l'année 2002 en France.

Le nombre de décès dus à la fumée de tabac environnementale en France serait de 152 cancers du poumon (pathologies cérébrovasculaires), 510 infarctus du myocarde (cardiopathies ischémiques), 392 accidents vasculaires cérébraux et 60 suite à des pathologies chroniques des voies respiratoires inférieures (principalement les BPCO), soit un total de 1 114 décès.

Le rapport du groupe de travail de la DGS sur le tabagisme passif paru en 2001 s'appuie sur le rapport de l'Académie de médecine de 1997 et évoque également un nombre de décès en lien avec la fumée de tabac environnementale compris entre 2 500 et 3 000, tout en soulignant qu'il n'existe pas de source fiable d'estimation en France. L'Observatoire français des drogues et des

---

47 La publication évoquée par le rapport n'est pas citée.

48 Il s'agit d'une ONG luttant pour un monde sans tabac : The SFP's vision is a world free from the death and suffering caused by tobacco consumption indique le site Web de SFP.

49 Rapport discuté de manière critique par Robert Molimard (2008). Robert Molimard à fait l'objet d'une mise en cause de ses liens avec l'industrie du tabac, Le monde 31 mai 2012 : http://www.lemonde.fr/sciences/article/2012/05/31/guerre-du-tabac-la-bataille-de-la-nicotine_1710837_1650684.html

toxicomanies (OFDT) qui est en charge du suivi des statistiques relatives aux drogues reprend également ce chiffre.

Pour cet exercice, les données les plus récentes du rapport *Lifting the SmokeScreen* de 2006 ont été retenues et font l'objet d'une analyse par Hill en 2011. Les estimations ont été réalisées pour l'année 2002 et sont considérées comme extrapolables à l'année 2004, date antérieure à la parution du décret publié au *Journal officiel* du jeudi 16 novembre 2006 fixant les conditions d'application de l'interdiction de fumer dans les lieux publics. Une mortalité totale de 1 114 cas est retenue.

A l'image des conséquences d'une exposition au radon ou aux particules en suspension, la fumée de tabac implique l'apparition du cancer du poumon. Au regard des données préalablement mentionnées, l'exposition *via* la fumée de tabac environnementale induit 30 651/26 624*152 = 175 cas incidents pas an de cancer du poumon.

En 2004, 510 personnes décèdent d'un infarctus lié à la fumée de tabac environnementale. En partant des données du CePidc et en suivant la méthode du BEH n°41 de 2012 la nomenclature CIM10 recense l'infarctus du myocarde à travers les codes I21 (Infarctus aigu du myocarde) et I22 (Infarctus du myocarde à répétition) et I23 (certaines complications récentes d'un infarctus aigu du myocarde). Les effectifs des décès sont respectivement de 22 268 décès et 64 décès et 0 décès soit un total de 22 332 décès pour l'année 2004 pour ces trois codes. Il y a eu 58 270 hospitalisations pour infarctus du myocarde en 2004 en France métropolitaine (BEH n°41 2012). Ainsi le ratio incidence/décès concernant l'infarctus du myocarde est de 22 332/58 270 = 0,38. L'incidence des infarctus du myocarde en lien avec une exposition à la fumée de tabac environnementale est donc de 1 331 cas.

Comme indiqué lors des développements relatifs aux particules, l'âge moyen de décès par infarctus était de 77 ans en population générale entre 2004 et 2006. On posera que le nombre d'années de vie moyen perdues pour les décès par infarctus est de 3 ans.

De même, 392 personnes sont décédées d'un accident cérébral lié à la fumée de tabac environnementale. Selon la méthodologie indiquée dans le BEH n°10/11 2012, et après consultation des données du CépiDC pour l'année 2004, 29414 décès par AVC sont comptabilisés. 88515 hospitalisations ont eu lieu en 2004 pour AVC (BEH n°10/11 2012). En appliquant le ratio incidence/décès, il est possible d'estimer qu'en 2004 en France, il y a eu 1 180 cas incidents d'AVC du fait d'une exposition *via* la fumée de tabac environnementale.

L'âge moyen de décès est 80 ans pour les AVC (source : CépiDC). On posera que le nombre d'années de vie moyen perdues pour les décès par AVC est nul.

De même, en 2004, 60 personnes décédaient d'une bronchite chronique perdant une année de vie. Selon un rapport du Ministère de la Santé, la BPCO[50] induit 16 000 décès en France, chaque année et 40 000 nouveaux malades sont admis chaque année en ALD[51]. Le ratio incidence/décès est donc estimé à 2,5. Il est considéré que pour 60 décès BPCO en 2004, il y avait 150 nouveaux patients diagnostiqués avec une BPCO *via* la fumée de tabac environnementale.

50 On reprend les données utilisées pour les calculs relatifs aux particules. Le décès par BPCO prive les individus d'une année de vie car le décès survient en moyenne à 79 ans et la durée de survie après diagnostic est de 12 ans.

51 http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/plan_bpco.pdf

Tableau 9 : Décès induits par la fumée de tabac environnementale (2004)

Décès toute cause	1 114
Dont :	
Cancer du poumon	152
Incidence	175
Âge au décès	69
Nombre d'années de vie perdues	1 672
Infarctus	510
Incidence	1 331
Âge au décès	77
Nombre d'années de vie perdues	1 530
Accident cérébral (AVC)	392
Incidence	1 180
Âge au décès	80
Nombre d'années de vie perdues	0
Bronchite chronique	60
Incidence	60
Âge au décès	79
Nombre d'années de vie perdues	60

4.7 Synthèse des données sanitaires

Le Tableau 10 synthétise les principales données relatives à la mortalité et à la morbidité, par substance étudiée.

Tableau 10 : Synthèse des données d'impact sanitaire

Polluant	***Benzène***	***TCE***	***Radon***	***CO***	***Particules***			***Fumée de tabac environnementale***			
Pathologie	*Leucémie*	*Cancer du rein*	*Cancer du poumon*	Asphyxie	*Cancer du poumon*	*Maladies Cardiovasculaires*	*BPCO*	*Cancer du poumon*	*Infarctus*	*AVC*	*BPCO*
Âge au décès	65	65	69	33	69	77	79	69	77	80	79
Espérance de survie	15	1,5	1,5	0	1,5	13[2]	12	1,5	13[2]	11[3]	12
Nombre d'années de vie perdue	15	15	11	47	11	3	1	11	3	0	1
Années de pension perdues[1]	15	15	11	20	11	3	1	11	3	0	1
Incidence morbidité	385	54	2 388	-	2 388	10 006	10 390	175	1 331	1 180	150
Nombre de décès	342	20	2 074	98	2 074	10 006	4 156	152	510	392	60
Années de vies perdues	5 125	300	22 814	4 606	22 814	30 018	4 156	1 672	1 530	0	60

Notes :
[1] – Le Conseil d'orientation des retraites indique qu'en moyenne, les français prennent leur retraite à 60 ans. Ce faisant, ils ne bénéficient pas d'un taux plein de pension. Dans les calculs ultérieurs c'est le taux moyen de pension effectivement versé qui sera utilisé.
[2] – Age moyen des infarctus du myocarde : 67 ans. Source : Cambou *et* al. Épidémiologie de l'infarctus du myocarde en France, Archives des maladies du cœur et des vaisseaux 1998, vol. 91, no9, pp. 1103-1110 (30 ref.)
[3] – « L'âge moyen des sujets atteints d'AVC est de 68 à 70 ans. Les sujets jeunes de moins de 45 ans constituent 10% de l'ensemble des infarctus cérébraux » ; Joseph Emmerich, Maladies des vaisseaux, p217

La mortalité totale engendrée par les polluants de l'air intérieur est de 19 884 personnes par an, réparties comme suit :

- 342 décès liés au benzène suite à une leucémie ;
- 20 décès par cancer du rein engendré par le trichloréthylène,
- 2 074 décès par cancer du poumon associé à une exposition au radon résidentiel ;
- 98 décès d'une intoxication au CO ;
- 16 236 décès associés à une exposition aux particules dont 10 006 d'origine cardiovasculaire, 2 074 par cancer du poumon et 4 156 des suites d'une BPCO.
- 1 114 décès par la fumée de tabac environnementale dont 152 par cancer du poumon, 510 par infarctus, 392 par accident cérébral et 60 des suites d'une BPCO.

La morbidité totale engendrée par les polluants de l'air intérieur concerne 31 211 personnes par an, réparties comme suit :

- 385 pour le benzène et les leucémies ;
- 54 pour les cancers du rein engendrés par le trichloréthylène,
- 2 388 pour les cancers du poumon associés à une exposition au radon résidentiel ;
- 2 764 transports à l'hôpital suite à une intoxication au CO donnant lieu à 1 730 hospitalisations ;
- 2 388 pour les cancers du poumon engendrés par une exposition aux particules ;
- 10 006 pour des maladies cardiovasculaires engendrées par une exposition aux particules ;
- 10 390 pour les BPCO par une exposition aux particules ;
- 175 pour les cancers du poumon engendrés par la fumée de tabac environnementale ;
- 1 331 pour l'infarctus engendrés par la fumée de tabac environnementale ;
- 1 180 pour les AVC engendrés par la fumée de tabac environnementale ;
- 150 pour le BPCO engendrés par la fumée de tabac environnementale.

5 Le coût externe de la mortalité et de la perte de qualité de vie

Il s'agit maintenant de mesurer la valeur, pour la collectivité, des vies humaines perdues, puis de la dégradation temporaire de l'état de santé des individus durant le traitement et éventuellement après ce dernier.

5.1 Valeur des vies humaines perdues

La perte d'une vie humaine constitue une perte non-mesurable pour l'individu qui décède et pour ses proches. Elle constitue également une perte pour la collectivité. Il s'agit d'un problème éminemment pragmatique soulevé, notamment, par l'indemnisation des catastrophes par les compagnies d'assurances ou parfois par l'Etat. Les vies humaines perdues sont évaluées selon les recommandations du Rapport Quinet *et al.* (2013) où une année de vie humaine sauvée à une valeur actualisée (4 %) de 115 000 €.

Leucémies imputables à l'exposition au benzène. Selon l'INCa (2007), le nombre d'années de vie perdues lors d'un décès par leucémie est de 15 années (moyenne homme et femme). Il résulte que le coût des 342 décès soit 5 125 années de vie perdues[52], par leucémie imputables au benzène est de 437 M€.

Cancers du rein imputables à l'exposition au trichloréthylène. Le trichloréthylène engendre chaque année 20 décès par cancer du rein. L'âge moyen de survenance d'un cancer du rein est de 65 ans[53]. Son traitement repose sur la chirurgie qui permet d'obtenir des survies à 5 ans entre 80 % et 45 % selon qu'il s'agisse d'un stade I ou III. Les formes métastatiques (stade IV) relèvent actuellement d'un traitement systémique basé sur les cytokines (IFN-a, IL-2), éventuellement associées à la chimiothérapie. Les résultats restent faibles avec des taux de réponse en général inférieurs à 30 %. Si un bénéfice en survie a été démontré avec les traitements fondés sur l'IL-2, celle-ci reste limitée et les survies à 5 ans sont rares. Faute de connaître la répartition des cancers du rein par stade, il est posé, comme hypothèse, un taux de survie à 5 ans de 30 %. Du fait du faible nombre de cas (20), une telle hypothèse n'a pas d'incidence sur le résultat final. En conséquence, le nombre total d'années de vies perdues du fait des 20 décès dus au trichloréthylène est de 20 x 15 = 300. La valeur totale des 15 années de vie perdues par décès est de 25,6 M€.

Décès par cancer du poumon lié au radon. Chacun des 2 074 décès engendrés par le radon prive les individus de 11 années de vie car l'âge moyen de survenance du décès par cancer du poumon est de 69 ans. En conséquence, le nombre total d'années de vies perdues du fait des décès engendrés par le radon est de 22 814. Le coût total actualisé des décès est de 2 089 M€.

Décès par intoxication au CO. 98 personnes décèdent chaque année, ils perdent 47 années de vie (Aubert et Crépon, 2003). En conséquence, le nombre total d'années de vies perdues du fait des décès engendrés par le radon est de 4 606. La perte totale actualisée est donc de 237 M€.

52 Le nombre d'années de vie perdues n'est pas nécessaire au calcul. Il est toutefois intéressant de lire le coût des vies perdues au regard du nombre d'années perdues et non pas seulement du nombre de décès.

53 http://www.e-cancer.fr/en/cancerinfo/les-cancers/cancer-du-rein/les-points-cles

Décès engendrés par les particules. La première stratégie de calcul de la mortalité liée aux particules s'inspire de l'étude Aphekom. Dans Aphekom, 91 000 années de vie pouvaient être sauvées si les valeurs guides de l'OMS étaient respectées dans 9 villes françaises. La méthode développée ici qui s'inspire de celle d'Aphekom indique 707 413 années de vies perdues [243608 ; 1247202]. En suivant les recommandations du rapport (Quinet *et al.,* 2013) il convient de valoriser une année de vie à 115 000 €, 707 413 années de vies perdues engendrent donc une perte de 81 352 M€. Toutefois, ce chiffre décrit une situation où 707 413 personnes décéderaient et perdraient un an de vie puisque la valeur de 115 000 € par année de vie n'est pas actualisée. Il est impossible d'actualiser puisque l'âge moyen du décès est inconnu, notamment parce que la première stratégie de calcul ne fait pas d'hypothèse sur la pathologie qui engendre le décès. Cette stratégie est d'autant plus discutable qu'il est impossible de la poursuivre plus loin en calculant le coût de la morbidité, et ce pour la même raison : l'ignorance des pathologies engendrant le décès.

La seconde stratégie a été retenue pour calculer le coût des vies humaines perdues. Les 2 074 personnes qui décèdent d'un cancer du poumon à, en moyenne, 69 ans perdent 11 années sans de vie soit 22 814 années de vie d'une valeur de 2 089 M€. Les 10 006 personnes qui décèdent d'une maladie cardiovasculaire perdent environ 3 ans de vie[54] soit 30 018 années de vies perdues d'une valeur de 3 193 M€ et les 4 156 décès par BPCO perdent un an de vie et engendrent une perte de 478 M€ et donc 5 760M€ pour l'ensemble des trois pathologies.

Décès engendrés par la fumée de tabac environnementale. Les 1 114 décès se décomposent entre 152 décès par cancer du poumon qui privent les individus de 11 ans de vie soit 1 672 années de vie perdues et un coût de 153 M€ ; 510 infarctus qui ôtent 3 ans de vie aux personnes soit 1 530 années de vies perdues et coûtent 163 M€ ; 392 incidents cérébraux qui enlèvent aucune année de vie aux personnes associé à un coût nul[55] et 60 décès par BPCO qui interviennent un an avant 80 ans et coûtent 7 M€ soit un total de 322 M€.

Le coût annuel total des vies humaines perdues du fait des polluants de l'air intérieur considérés dans cette étude est de 8 871 millions €. Pour rappel, il s'agit d'une estimation, limitée à quelques polluants et fondée sur des indicateurs souvent imparfaits.

5.2 Le coût des années de mauvaise santé

Il est évident que la qualité de la vie durant le traitement d'une pathologie ou durant la période de rémission, notamment dans le cas des cancers, n'est pas exactement identique à la qualité qui prévalait avant l'apparition de la pathologie. Cette étude prend en compte ce *coût intangible* affectant directement les « victimes » des polluants de l'air intérieur.

La théorie économique a tenté de rendre compte de cette perte de bien-être au travers des concepts de QALY et de DALY (Drummond *et al*., 1997).

La QALY est une période de temps dont l'utilité[56] est égale à celle d'une année en parfaite santé. L'équivalent d'un an en parfaite santé porte dans la littérature le nom de QALY qui signifie *Quality Adjusted Life Year*. Il s'agit donc d'une période de temps dont l'utilité est égale à celle d'une année en parfaite santé. En pratique, cette démarche revient à attribuer à un an de santé parfaite la

54 Cf. Particules

55 Ce résultat s'explique par le fait qu'il n'est pas possible techniquement dans le cadre de cette étude exploratoire de valoriser des vies au-delà de l'espérance de vie fixée à 80 ans. Cela ne signifie donc pas qu'une personne qui décède après 80 ans n'implique pas une perte pour la société.

56 La notion d'utilité en économie renvoie aux travaux de Von Neumann et Morgenstern notamment (von Neuman, J., et O. Morgenstern, *Theory of Games and Economic Behavior*, Princeton University Press, 1944). Il s'agit d'une fonction permettant d'établir les préférences et les choix d'un individu rationnel.

valeur de 1. Pour toute situation de santé plus mauvaise ou qui a moins d'utilité que la santé parfaite, il faut trouver une valeur ou un poids inférieur de telle sorte que cette valeur indique l'utilité relative de cet état de santé en comparaison avec la santé parfaite. Si une valeur de 0,5 est attribuée à l'état de santé X, cela implique donc que le choix entre une demi-année en parfaite santé et une année en santé X laisse indifférent. Cette indifférence est le mot-clé qui permet de comprendre le concept d'utilité. Les méthodes existantes de mesure de l'utilité, seront discutées après l'exemple qui suit. Elles divergent surtout quand au degré de précision avec lequel le sujet interrogé doit exprimer son indifférence face au choix entre différents états de santé.

Le DALY (*Disability adjusted life year*) est une mesure appropriée afin de mesurer le coût des maladies ou des blessures. Ce calcul inclut la somme des années de vie perdues par l'effet de la maladie additionnée aux années de vie d'incapacité due à cette même maladie.

Ces différentes mesures continuent de susciter des débats complexes. Outre la question de la pertinence de ces données à l'échelle française[57], leur conversion en termes monétaires ne permettrait de mesurer que les coûts externes des pathologies considérées, soit une seule des deux dimensions couvertes dans l'approche du coût social. Par ailleurs, il n'existe pas, à ce jour un rapport ou une méta-analyse qui dresse une table exhaustive des pertes de bien-être associées aux périodes de soins et de rémission pour chaque type de cancer. Dans le rapport de l'INCa (2007), les auteurs évoquent la question mais ne proposent pas de chiffrage.

Il est considéré que les individus atteints d'une leucémie et d'un cancer du rein ou du poumon subissent une perte de qualité de vie de 75%, ceux qui souffrent des conséquences d'un infarctus du myocarde une perte de 32%, ceux qui ont été victimes d'un accident cardio vasculaire, une perte de 27% et ceux qui sont atteints d'une bronchite chronique souffrent d'une perte de qualité de vie de 28% (OMS, 2004)[58]. Les décès liés au CO sont des accidents, et il est considéré comme hypothèse forte que ceux qui ne décèdent pas n'ont pas de séquelles.

Le rapport de l'INCa considère que les maladies suivantes s'accompagnent d'un temps de survie (INCa, 2007) de :

- leucémies : 15 ans ;
- cancers du rein : 1,5 ans [59];
- cancers du poumon : 1,5 ans[60] ;

Pour les maladies engendrées par la fumée de tabac environnementale ou en lien avec les particules, les personnes survivent dans un état de santé dégradé durant plusieurs années :

- BPCO engendrées par la fumée de tabac environnementale : 12 ans. Il est considéré que ces personnes vivent 12 ans avec une perte de qualité de vie de 28% (Chapman, 2006).
- Infarctus: 13 ans. Il est supposé que les individus qui survivent à un infarctus passeront les 13 années suivant l'infarctus avec une perte de qualité de vie de 32% ;
- Accident vasculaire cérébral : 11 ans. Les personnes qui survivent passeront donc 11 ans avec une perte de qualité de vie de 27%.

---

57 Rapport Inserm-ORS Ile de France « Peut-on utiliser les AVAI pour décrire l'état de santé en France ? ». 111 pages, Juillet 2007

58 Les études OMS vont dans le même sens.

59 L'INCa ne donne pas ce chiffre car ce cancer est présenté avec celui de la vessie et les lymphomes non hodgkiniens. Une survie de 1,5 an est posée comme hypothèse.

60 http://www.e-cancer.fr/cancerinfo/les-cancers/cancers-du-poumon/quelques-chiffres

Les calculs sont effectués en multipliant l'incidence de la pathologie imputable à chaque polluant par le nombre d'années de vie en mauvaise santé et par le coefficient de « mal être »[61].

Les coûts annuels suivants sont obtenus en utilisant les valeurs guides données par INCa (2007) :

- Le coût des pertes de qualité de vie des 385 malades de leucémies engendrées par le benzène durant la période de survie avec la maladie est de 369 M€[62] ;
- Le coût des pertes de qualité de vie des 54 malades d'un cancer du rein durant la période de survie avec la maladie est de 7 M€ ;
- Le coût des pertes de qualité de vie des 2 388 malades d'un cancer du poumon en lien avec le radon durant la période de survie avec la maladie est 309 M€ ;
- Le coût des pertes de qualité de vie liée à une intoxication au CO durant la période de survie avec la maladie est nul, puisqu'il n'a pas de traitement63 ;
- Le coût des pertes de qualité de vie liées aux particules durant la période de survie avec la maladie est de 309 M€ pour les 2 387 malades d'un cancer du poumon, de 3 677 M€ pour les 10 006 victimes d'une maladie cardiovasculaire, 3 364 M€ pour les 10 390 malades de BPCO soit un total de 7 350M€.
- Le coût des pertes de qualité de vie liées à l'état de santé des maladies engendrées par la fumée de tabac environnementale durant la période de survie avec la maladie est composé de la perte de qualité de vie des personnes souffrant de :
- *Cancer du poumon*. Le coût de la perte de qualité de vie des 175 malades du cancer du poumon engendré par la fumée de tabac environnementale est de 22 M€.
- *Infarctus*. Le coût des années de mauvaise qualité de la vie après un des 1 331 survivants d'un *infarctus* est de 489 M€.
- *Accident cérébral.* 1 180 personnes vivront avec des séquelles d'un *AVC* qui les privent de qualité de la vie pour un coût est de 321 M€.
- *Bronchites chroniques (BPCO).* Donc 150 personnes avec une *BPCO* et une qualité de vie diminuée, soit un coût de 5 M€.
- Le coût des pertes de qualité de vie liées à l'état de santé en lien avec la fumée de tabac environnementale durant la période de survie avec la maladie est de 837 M€.

Le total des coûts engendrés par la dégradation de la qualité de vie liée aux traitements que suivent les individus exposés aux polluants de l'air intérieur considérés est de 8 872 millions €.

---

61 Les données d'incidence ne sont pas disponibles pour les pathologies induites par les particules. Par défaut il est considéré que l'incidence est égale au nombre de décès. Il est retenu comme coefficient de mal être du au traitement des maladies cardio vasculaires la valeur de 0,30 qui est située entre 0,27 de l'AVC et 0,32 de l'infarctus. Il est également considéré que la durée de survie est égale à la moyenne de survie des pathologies infarctus et AVC soit 6,5 ans.

62 Valeur de 15 ans de vie discountée à 4 % (1 278 615) × nombre de personnes (342) × qualité de vie (75 %).

63 Les individus victimes d'un empoisonnement au CO décèdent ou ressortent de l'hôpital au bout d'un jour ou deux selon l'hypothèse retenue pour cet exercice. Les dépenses d'hospitalisation sont traitées dans la section consacrée aux dépenses de santé.

6 Le coût externe des pertes de production

Les valeurs des pertes de production engendrées par pathologie publiées par l'INCa (2007) obtenues avec un taux d'actualisation de 5 % constituent les données de base[64]. Ces pertes couvrent la production jusqu'à l'âge de la retraite et après. Les pertes de production totales dues à la mortalité et à la morbidité par cancer sont obtenues en multipliant la valeur de la production potentielle d'un individu à un âge donné par le nombre de personnes décédant d'un cancer dans la tranche d'âge correspondante et ce, pour chaque tranche d'âge et sont ensuite additionnées. Par souci de cohérence avec l'hypothèse de plein emploi des facteurs de production, la méthode des flux de revenus actualisé est retenue, notre résultat est donc sans doute surestimé.

Il peut sembler paradoxal d'enregistrer des pertes de production pour des décès engendrés par des pathologies mortelles après l'âge observé de la retraite en France (60 ans)[65]. Le fait que le cancer du poumon, par exemple, provoque un décès en moyenne à 69 ans suggère que certains décès ont lieu avant cet âge. Dans le cas du cancer du poumon et selon l'INCa (2007) 2 407 décès ont lieu avant 60 ans et 3 745 après. Il est donc logique de prendre en compte une perte de production même si le décès survient, en moyenne tard dans la vie. De plus, les données de l'INCa comptabilisent les parts de pertes de production durant l'activité (jusqu'à 65 ans), mais également la production non rémunérée (après 65 ans)[66 67].

- *Coût des pertes de production engendrées par le benzène*

A partir des données de l'INCa, il convient de calculer le coût moyen entre les hommes et les femmes des pertes de production engendrées par le benzène et conduisant à 342 décès par leucémie. Faute de connaître comment ces décès se répartissent entre les hommes et les femmes, il est considéré qu'ils devaient se partager selon la même clef que l'ensemble des leucémies[68].

A partir du coût unitaire des pertes de production engendrées par la leucémie, il a été calculé le coût spécifique engendré par le benzène soit 38 millions €.

64 Le présent rapport actualise à 4 % (Lebègue, 2005). Il y a une incohérence à utiliser des données calculées avec un autre taux.

65 Source : Conseil d'orientation des retraites : http://www.cor-retraites.fr/IMG/pdf/doc-1960.pdf

66 Implicitement le rapport de l'INCa fait comme si les français prenaient en moyenne leur retraite à 65 ans alors qu'en fait ils la prennent à 60 ans, en partie du fait des retraites anticipées. Il y a une incohérence à considérer que les français prennent en fait leur retraite à 60 ans et à utiliser une donnée calculée avec un départ à 65 ans.

67 Le résultat est donc un peu surévalué car la production après la retraite est prise en compte, alors que ce rapport indiqué dans la partie méthodologie que les coûts intangibles, typiquement la perte de la production après la retraite (garde d'enfant, jardinage, etc.) ne sont pas pris en compte. Cette incohérence est inévitable car les données de l'INCa sont les seules disponibles.

68 Si les leucémies engendrées par le benzène touchaient plus particulièrement les enfants notre résultat serait sous estimé et inversement avec les personnes âgées.

Tableau 11 : Coût des pertes de production engendrées par la pollution de l'air intérieur due au benzène.

	Hommes	Femmes	Total
Nombre total de décès par leucémie	6 592	5 945	12 537
Nombre de décès par leucémies benzène	-	-	354
Perte de production leucémie (per capita)(€)[1]	109 990	101 495	105 962
Perte de production par le benzène (M€)	-	-	36

Source : [1] INCa (2007)

- *Coût des pertes de production dues aux cancers du rein imputables à l'exposition au trichloréthylène*

A partir du coût unitaire des pertes de production engendrées par le cancer du rein le coût spécifique engendré par le trichloréthylène soit la valeur de 2 millions € a été calculée.

Tableau 12 : Coût des pertes de production engendrées par la pollution de l'air intérieur due au trichloréthylène

	Hommes	Femmes	Total
Nombre de décès par cancer du rein	1 918	1 134	3 052
Nombre de décès imputable au trichloréthylène	-	-	20
Perte de production cancer rein (€) (per capita)	99 168	103 780	101 196
Perte de production trichloréthylène (M€)	-	-	2

- *Coût des pertes de production dues aux cancers du poumon imputables à l'exposition au radon*

A partir du montant des pertes de production engendrées par le cancer du poumon de toutes origines (INCa, 2007), soit 135 856 € par personne décédée, le coût des pertes de production dues aux cancers du poumon imputables à l'exposition au radon cou (2 074 décès) est de 282 M€.

Tableau 13 : Coût des pertes de production engendrées par la pollution de l'air intérieur due au radon

	Hommes	Femmes	Total
Nombre de décès par cancer du poumon	21 000	8 100	29 100
Nombre de décès imputable au radon			2 074
Pertes de production cancer du poumon (€)[1]	131 698	154 128	135 836
Perte de production par le radon (M€)	-	-	282

Source : INCa (2007)

- *Coût des pertes de production dues aux décès par intoxication au CO*

98 personnes décèdent par intoxication au CO, à 33 ans en moyenne. Le flux de production annuel moyen d'une personne de cet âge est de 35 000 € (Aubert et Crepon, 2002), la valeur actuelle de 47 ans de production perdue est alors de 736 563 €. La perte de production totale imputable au CO est donc de 72 M€. Du fait du chiffre peu élevé de décès (98), cette simplification n'a pas d'impact sur les résultats.

- *Coût des pertes de production dues aux décès engendrés par les particules*

Le coût des pertes de production par décès pour les pathologies en lien avec une exposition aux particules, exception faite du cancer, est inconnu. Faute de données, il est supposé que les pertes de production engendrées par les maladies cardio-vasculaires atteignent la moitié de celles du cancer du poumon et le quart de celles déclenchées par la BPCO. Ces hypothèses sont très approximatives et reposent sur une représentation sommaire du degré d'invalidation provoqué par la maladie. Les 16 236 décès engendrent donc une perte de production de 1 102 M€.

- *Coût des pertes de production dues aux décès engendrés par la fumée de tabac environnementale*

Il convient de reprendre les hypothèses (fortes) qui ont déjà été formulées. Parmi les 1 114 décès, 152 sont dus au cancer du poumon, dont les pertes de production associées sont données par l'INCa ; 510 à un infarctus et 392 à un AVC dont il est posé que les pertes de production associée sont égales à la moitié de celles du cancer du poumon et 60 à une BPCO dont la perte de production associées est posée égale au quart de celles du cancer du poumon. La perte de production totale (au travail et après la retraite) est égale à 85 M€.

- *Total des coûts des pertes de production*

Compte tenu des éléments présentés ci-dessus, les résultats suivants sont obtenus :

- Le coût des pertes de production engendrées par la leucémie déclenchée par le benzène est de 36 M€.
- Le coût des pertes de production engendrées par les cancers du rein déclenchés par le trichloréthylène est 2 M€;
- Le coût des pertes de production engendrées par le cancer du poumon déclenché par le radon est de 282 M€ ;
- La perte de production totale imputable aux intoxications au CO est de 72 M€ ;
- La perte de production pour les décès liés aux particules est de 1 102 M€.
- La perte de production pour les décès liés à la fumée de tabac environnementale est de 85 M€.

Le coût total des pertes de production est de 1 579 M€. Ce chiffre est légèrement sous-estimé car il ne prend pas en compte la valeur des activités non rémunérées des retraités.

7 Finances publiques : le coût des soins remboursés

Les soins des pathologies engendrées par les polluants de l'air intérieur se divisent en soins remboursés par le système de sécurité sociale et les soins non remboursés. Les soins non remboursés constituent des coûts privés et ne sont pas comptabilisés dans le coût externe dont il a été calculé le montant dans les paragraphes précédents. Les coûts remboursés affectent les finances publiques et sont calculés dans les paragraphes qui suivent.

7.1 Données de base

Des personnes ayant des pathologies en lien avec les polluants de l'air intérieur considérés sont soignées et décèdent du fait de la pathologie ; d'autres individus malades sont soignés et ne décèdent pas. L'ensemble des soins a un coût qu'il convient de chiffrer.

Le nombre de personnes malades est donné par l'incidence de la pathologie. Chaque nouveau cas détecté en 2004 déclenche des soins qui s'étaleront sur plusieurs années, mais sera imputé à l'année de déclenchement.

Pour les coûts des soins, les données issues du *Programme de médicalisation des systèmes d'information* (PMSI), qui décrivent le coût des soins par pathologie (voir annexe consacrée au PMSI), seront utilisées telles qu'elles ont été exploitées par l'INCa (2007).

Les données issues du PMSI concernent le nombre de personnes soignées pour une pathologie donnée à un moment donné (stock). Il est plausible de formuler comme hypothèse que le pourcentage de malades en soins dans une année donnée (2004), du fait d'une pathologie engendrée par un polluant de l'air intérieur, par rapport au nombre total de malades soignés, pour la même pathologie est le même que le pourcentage entre le nombre de décès engendré par le polluant considéré et la pathologie dans son ensemble.

L'évaluation du coût de la prise en charge des personnes atteintes d'un cancer peut être répartie en trois grandes catégories : les *soins curatifs* (y compris les diagnostics et les soins de suite et de réadaptation) ; les *soins de support* et *les soins palliatifs*. Il est également possible d'identifier trois fournisseurs de soins : les professionnels et les établissements de santé, les proches et les autres fournisseurs (ex : associations). Notons que les malades atteints d'un cancer bénéficient en principe d'un remboursement intégral de leurs dépenses de soins prodigués par les professionnels au titre de l'Affection Longue Durée (ALD). Par contre, il incombe aux patients ou à leurs proches de prendre en charge un certain nombre de soins, notamment ceux prodigués hors convention ou par les praticiens des médecines parallèles.

L'évaluation du coût de la prise en charge des personnes atteintes d'une maladie en établissement hospitalier s'effectue en trois étapes : l'identification des activités de soins attribuables aux pathologies cancéreuses, la valorisation de ces activités et enfin la répartition des coûts complémentaires non attribuables à une pathologie particulière. Dans le cas des intoxications au CO, le séjour à l'hôpital est très bref d'après l'hypothèse retenue pour cet exercice.

La base du PMSI fournit les données essentielles pour valoriser le coût des activités hospitalières. Toutefois, la radiothérapie dans les établissements privés ne participe pas au service public hospitalier et n'apparaît pas dans la base PMSI, introduisant un biais significatif puisqu'une part importante des séjours est effectuée dans ces établissements. C'est pourquoi, le rapport INCa (2007) procède à un redressement des coûts à partir des bases de la Statistique Annuelle des Etablissements de Santé (SAE). Sommairement, les auteurs du rapport ont réparti l'activité totale

de radiothérapie entre les cinq groupes homogènes de maladie (GHM) existant, étape indispensable pour ensuite valoriser les activités correspondantes. Les auteurs ont procédé de la manière suivante. Premièrement, ils ont estimé le poids de chaque GHM en radiothérapie sur les bases nationales pour les seuls établissements publics puis, deuxièmement, ils ont appliqué ces clefs de répartition à l'activité de radiothérapie en établissements privés.

L'exploitation de la base PMSI fait ressortir une mesure de l'activité hospitalière exprimée en nombre de séjours. Il faut ensuite les valoriser en euros. Pour ce faire, il est généralement utilisé l'échelle nationale des coûts (ENC) dont la fonction est de mesurer le coût moyen de chaque GHM. Ces coûts sont *a priori* tous compris à l'exception des dépenses d'investissement. Ils prennent en compte des dépenses directement imputables à un séjour (fonctionnement du bloc opératoire) mais aussi à la logistique. Ils ne retiennent pas la consommation de médicaments onéreux. Enfin, les MIGAC (Missions d'intérêt Général et Aide à la Contractualisation) servent à financer les missions d'intérêt général de l'hôpital public. Les auteurs du rapport INCa (2007) proposent donc de répartir les enveloppes MIGAC *au prorata* du poids de chaque pathologie dans les activités des établissements hospitaliers. Ils notent, à juste titre, que cette méthode manque de précision, mais elle n'engendre pas de distorsions notables du résultat final vu la faiblesse des sommes à allouer par rapport au coût des activités hospitalières de soins.

Les soins de ville constituent un dernier poste important. Ils correspondent au suivi par les généralistes traitant, les médicaments de suivi achetés en officine, les frais de transport, pris en charge par l'assurance maladie. Les données sur ces dépenses ventilées par pathologie sont indisponibles. Le rapport de l'INCa (2007) propose des hypothèses sur le pourcentage du coût total de la prise en charge qu'ils devraient représenter. L'hypothèse retenue varie entre 20 % et 47 %, mais représente généralement 30 %. La même méthode sera suivie, en reprenant les chiffres de l'INCa.

Les coûts de prise en charge donnés par l'INCa (2007) sont indiqués par *localisation tumorale*. Il convient de partir de tables de correspondance entre les *localisation*s *tumorales* de l'INCa et les code CIM[69] afin de pouvoir utiliser les grilles de coûts.

7.2 Calculs

- *Le coût de la prise en charge médicale des leucémies liées au benzène*

Les leucémies correspondent aux CIM C91-C96. Le coût de prise en charge des leucémies n'est pas disponible. Il convient d'extrapoler à partir du coût de prise en charge d'un groupe plus vaste intitulé *hématologie* dans le rapport de l'INCa (2007) qui comprend non seulement les leucémies mais aussi les maladies de Hodgkin (C81) et les lymphomes non-hodgkinien (C82-C85) et maladies et tumeurs à évolution imprévisible (D45-D47) et antécédents personnels de leucémie (Z856).

Il convient donc d'utiliser le coût moyen de prise en charge d'un cancer donné par l'INCa soit 46 000 €. Sachant que l'incidence de la leucémie liée au benzène est de 385 cas, le coût total de soins de la leucémie engendrée par le benzène est de 18 M€.

69 La classification statistique Internationale des Maladies et des problèmes de santé connexes, 10e révision (connue sous le nom de "CIM-10") est une liste de classifications médicales codant notamment les maladies, signes, symptômes, circonstances sociales et causes externes de maladies ou de blessures, publiée par l'OMS. La liste des codes contient 14 400 codes différents et permet de nombreux diagnostics. Utilisant des sous-classifications facultatives, le nombre de codes peut s'étendre jusqu'à 16 000. Les projets de la CIM ont débuté en 1983 et ont été complétées en 1992.

- *Le coût de la prise en charge médicale des cancers du rein liés au trichloréthylène.*

L'INCa (2007) indique que le cancer des voies urinaires qui comprend le cancer du rein a un coût total de 588 M€ et une incidence de 8 293, le coût moyen par incidence est donc de 70 971 € et le coût total de 4 M€.

- *Le coût de la prise en charge médicale des cancers du poumon liés au radon.*

Le coût de la prise en charge du cancer du poumon se décompose ainsi : PMSI : 638 M€, radiothérapie : 27 M€, molécules onéreuses : 41,6 M€, MIGAC : 7,6 M€, médecine de ville 294 M€, soit un total de 1 008 M€. Il convient de diviser ce chiffre par 39 500 cancers du poumon et ce afin d'obtenir le coût moyen d'un cancer du poumon soit 25 526 €. Sachant que l'incidence est de 2 388 cas par an, le coût total de la prise en charge annuelle est égal à 61 M€.

- *Le coût de la prise en charge médicale des cancers du poumon liés au CO.*

98 décès sont engendrés par le CO, mais 2 764 personnes sont transportées à la suite d'une intoxication, et 1 730 parmi elles sont hospitalisées. Une hypothèse forte, mais sans incidence notable sur les résultats, est posée : les personnes transportées engendrent un coût de 500 € et les personnes hospitalisées de 1 000 €. Le coût total est de 3,1 M€.

- *Le coût de la prise en charge médicale lié aux particules*

Le coût moyen de traitement d'une personne ayant eu un infarctus est, selon le Collège des Economistes de la Santé[70], de 4 770 € après redressement des données brutes sur les établissements de santé. Le coût des traitements d'un accident cardio-vasculaire est mal connu. Spieler et Amarenco (2004) estimaient les coûts directs (séjours hospitaliers et soins ambulatoires) de la première année post-AVC à 17 800 € en 2000. En actualisant pour 2004 avec le taux d'évolution de la consommation de soins et biens médicaux à 5,6%[71], un coût moyen par AVC en 2004 de 22 000€ environ est obtenu. Il est également nécessaire de considérer que la pathologie (maladie cardio-vasculaire) engendre un coût en soin égal à la moyenne du coût des soins d'un infarctus (4 770) et d'un AVC (22 000) soit 13 385 €.

Selon le ministère de la santé, la prise en charge annuelle d'un cas de BPCO représente un coût moyen de 4 000 €[72].

Le coût des soins des 10 006 malades cardiovasculaires engendre une dépense de soins de 134 M€, les 2 388 cancers du poumon, 61 M€, et les 10 390 BCPO[73], 42 M€. Le coût total des soins est de 236 M€.

- *Le coût de la prise en charge médicale lié à la fumée de tabac environnementale.*
  - L'incidence du cancer du poumon engendré par la fumée de tabac environnementale est de 175 cas, celle d'un infarctus, 1 331 celle d'un accident cérébral 1 180 et celle d'une BPCO, 150. Le coût moyen d'un cancer du poumon est de 25 526 €, le coût total de la prise en charge est donc de 4 M€.

70 http://www.ces-asso.org

71 Source : http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/vue-ensemble_cns2009.pdf

72 Consulter le Programme d'actions en faveur de la broncho-pneumopathie chronique obstructive (BPCO) 2005 – 2010

73 Selon le ministère de la santé, la prise en charge annuelle d'un cas de BPCO représente un coût moyen de 4 000 euros. http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/plan_bpco.pdf

- En reprenant les données utilisées pour les particules, et sachant que l'incidence des infarctus dans le cadre de la fumée de tabac environnementale est de 1 331 cas, le coût total annuel de prise en charge de cette pathologie est de 6 M€.
- Le coût du soin des 1 180 AVC en lien avec la fumée de tabac environnementale ont un coût total de 26 M€.
- L'incidence de la BPCO associée à la fumée de tabac environnementale est de 150 cas donc le coût total est de 1 M€.
- Le coût total de la prise en charge des pathologies issues de la fumée de tabac environnementale est donc de 37 M€.

- *Le coût total de la prise en charge médicale des conséquences des polluants de l'air intérieur*

Le coût de la prise en charge médicale des conséquences des polluants de l'air intérieur se décompose comme suit :

- Pour les 385 (incidence) leucémies engendrées par l'exposition au benzène dans l'air intérieur, le coût avoisine 18 M€ ;
- Pour les 54 (incidence) cancers du rein engendrés par le trichloréthylène le coût est 4 M€ ;
- Pour les 2 388 (incidence) personnes soignées pour un cancer du poumon imputable au radon, le coût est de 61 M€ ;
- Pour les 2 764 personnes transportées à la suite d'une intoxication au CO et les 1 730 hospitalisées, le coût est de 3 M€.
- Pour les 22 784 (incidence) personnes soignées pour une pathologie engendrée par les particules, le coût des soins est de 236 M€, dont 61 M€ pour le cancer du poumon, 134 M€ pour les maladies cardiovasculaires et 42 M€ pour la BPCO.
- Pour les 2 836 (incidence) personnes victimes d'une pathologie déclenchée par la fumée de tabac environnementale le coût des soins associé est de 37 M€ dont 5 M€ pour le cancer du poumon, 6 M€ pour les infarctus, 26 M€ pour les AVC et 1 M€ pour les BPCO.

Le coût total de la prise en charge de soins des maladies engendrées par les polluants de l'air intérieur considérés dans la présente étude est de 360 M€.

8 Finances publiques : recherche, prévention et réglementation

8.1 Méthode

Les politiques publiques jouent un rôle important dans la lutte contre la pollution de l'air intérieur.

Premièrement, la réglementation a pu contraindre les propriétaires de certains bâtiments à se mettre en *conformité avec la loi*. Ces coûts ne sont pas pris en compte, car ils sont des coûts privés et non des coûts sociaux[74].

Deuxièmement, certaines administrations, incluant les services déconcentrés de l'État, ainsi que des agences et centres techniques consacrent une fraction de leur budget à mener des *recherches, des expertises ou à mettre en place des réglementations* concernant la pollution de l'air intérieur. Il convient de recenser le coût de fonctionnement des personnels affectés à un travail en relation avec la pollution de l'air intérieur, ainsi que le montant des dépenses engagées, dans ce domaine auprès de sous-traitants.

Troisièmement, les administrations publiques effectuent des dépenses lors de campagnes de *prévention* des comportements à risque engendrant des cancers et des campagnes de dépistage des cancers. Celles-ci sont généralement considérées comme étant le résultat de la conception des bâtiments, de l'usage de produits nocifs intervenant dans la conception de l'ameublement ou l'entretien des environnements intérieurs ou encore la perméabilité à l'air extérieur mais aussi du comportement des occupants (notamment tabagisme passif). A titre d'exemple, les campagnes portant sur la prévention des effets de la consommation d'alcool ne relèvent pas de la pollution de l'air intérieur.

Quatrièmement, certaines entreprises peuvent faire l'objet de *sanctions judiciaires* si elles ne respectent pas les réglementations en vigueur. Le montant des amendes versées constitue un transfert. Il améliore donc les finances publiques et joue positivement sur le bien-être pour un montant égal au produit de la variation du solde public et du coefficient de coût marginal des fonds publics. En revanche, les dépenses privées d'avocat et de frais judiciaires constituent une perte pour les entreprises et viennent jouer négativement sur le bien-être mais n'entrent pas dans le périmètre du calcul.

8.2 Source et calculs

La présente étude porte sur l'année 2004. Il faudrait inclure dans les calculs, le coût du diagnostic et du désamiantage annuel des bâtiments publics prévu suite à l'interdiction en 1997. De même les coûts liés à la surveillance, au diagnostic et aux travaux réalisés dans certains lieux ouverts au public dont les établissements d'enseignement en cas de dépassement de niveaux de radon devraient être pris en compte suite à l'obligation de gestion du radon définie dans l'arrêté du 22 juillet 2004. Ces données ne sont pas disponibles. Hormis pour ces deux substances, il n'y avait pas d'autre réglementation qui obligeait à surveiller ou améliorer la qualité sanitaire des bâtiments

74 Pour rappel, le calcul du coût social ne prend en compte que les coûts externes. Le coût privé est compensé par un bénéfice c'est pourquoi il est exclu. Dans le cas présent, si les propriétaires ont amélioré leurs logements, ils ont répercuté ce coût dans le loyer.

en 2004. Les dépenses sont donc supposées nulles. Bien évidemment ce chiffre deviendrait positif dans une version de l'étude qui porterait sur une année postérieure à 2004.

En 2004, il n'y a pas eu de campagne de prévention ciblée sur la qualité de l'air intérieur. De la même façon que précédemment, ce poste n'est pas chiffré.

Les données permettant d'évaluer la dépense des administrations publiques et parapubliques et de la recherche privée dans le domaine des polluants de l'air intérieur ont été collectées. Il convient de prendre en compte les personnes dont les fonctions, dans les organismes publics sont en rapport avec la problématique de la qualité de l'air intérieur. Une liste non exhaustive a été établie sur la base du réseau de partenaires de l'OQAI et des membres du réseau RSEIN (Recherche Santé Environnement Intérieur), réseau de veille scientifique sur la thématique mis en place en 2001.

Soit pour les années 2003-2005 :

- Les Instituts techniques (Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris), CSTB, Institut Technologique Forêt Cellulose Bois (FCBA), Centre technique des industries aérauliques et thermiques (CETIAT), etc.) soit 35 Equivalent Temps Plein (ETP) ;
- Les Agences sanitaires et organismes de prévention (Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (Afsset), InVS, Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe), Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS), caisses régionales d'assurance maladie (CRAM), Organisme professionnel de prévention du bâtiment et des travaux publics (OPPBTP), Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN), etc.), soit 10 ETP ;
- La Ville/Département de Paris (laboratoire d'étude des particules inhalées (LEPI), laboratoire d'hygiène de la Ville de Paris (LHVP), Laboratoire Central de la Préfecture de Police (LCPP)), soit 15 ETP ;
- Le ministère de la Recherche, les hôpitaux et les universités (Faculté Paris V, Faculté de Marseille, Hôpitaux de Marseille, de Besançon, école des Mines, EHESP, etc.), soit 20 ETP ;
- L'administration centrale et les services déconcentrés (DGS, direction générale de la prévention des risques (DGPR), direction de l'habitat, de l'urbanisme et des paysages (DHUP), direction départementale des Affaires sanitaires et sociales (DDASS), centre d'études techniques de équipement (CETE), etc.), soit 20 ETP ;
- Les associations (Association pour la prévention de la pollution atmosphérique (APPA), Associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'air (AASQA)), soit 8 ETP ;

Soit un total estimé de 108 ETP.

En retenant un coût salarial chargé de 90 000 € pour le public ; en supposant que les personnels engendrent une dépense complémentaire de 10 % de leur salaire, soit en coût de fonctionnement des services centraux, soit en embauche de consultants, il ressort que la dépense publique de recherche a atteint la somme de 11 M€.

Enfin, en 2004, il n'y a pas encore eu de contentieux relatif à la qualité de l'air intérieur. Donc le poste est nul, mais potentiellement amené à prendre de l'ampleur dans le futur.

Il ressort que le coût total de la recherche, prévention, réglementation, publique s'élève à 11 M€.

9 Finances publiques et retraites

Le décès avant l'âge de la retraite prive les individus de leurs pensions de retraite. Ces pensions non versées engendrent une économie de finances publiques lorsque les personnes qui décèdent sont des agents publics[75]. Mais simultanément, le décès engendre une perte de *bien-être collectif.* Un exemple numérique permet de préciser l'impact de ces deux facteurs sur le *bien-être collectif*. Dans le cas où un agent public décède un an avant l'âge moyen où les français prennent leur retraite, l'économie pour les finances publiques est égale au montant de la pension de retraites qu'il n'a pas perçu soit 15 000 €[76]. Le gain en termes de *bien-être collectif* est égal à ces 15 000 € multipliés par le coefficient de coût marginal des fonds publics, soit 15 000 × 1,2= 18 000 €. Simultanément la perte de *bien-être collectif* engendrée par une année de vie perdue pèse 115 000 € (Quinet *et al.,* 2013). Le solde des deux effets sur le bien-être est négatif et ce décès diminue le bien-être de 97 000 €. Lorsque le décès se produit plusieurs années avant l'âge normal de la retraite, il faut multiplier les valeurs annuelles des deux effets et les actualiser à 4 %. La disproportion entre les deux effets (18 000 € contre 115 000 €) et le fait que l'actualisation joue dans le même sens sur les deux valeurs permettent d'affirmer que les décès prématurés sont toujours un coût pour la collectivité que l'économie de finance publique ne vient que très faiblement minorer. Lorsqu'un individu perd 20 ans de vie, la perte de bien-être due au décès est de 1,6 M€, tandis que l'économie faite aux finances publiques atteint 176 000 €, le solde des deux effets est donc négatif de près de 1,5 M€.

Dans les calculs qui suivent, les hypothèses suivantes sont posées :

- les français prennent en pratique leur retraite à 60 ans[77].
- 21 % de la population active est composée d'agents publics. Il ne faut donc considérer que ce pourcentage des pensions de retraites non versées comme une économie pour les finances publiques. Les autres pensions non versées par les régimes privés n'affectent pas les finances publiques.

Les décès par leucémies engendrés par le benzène privent les individus de 15 ans de vie et donc de 15 ans de pension de retraite. 342 décès par leucémie sont recensés. Après actualisation à 4 %, l'économie pour les finances publiques du fait des pensions de retraites non versées par un régime public est de 10,2 M€.

Les 20 décès par cancer du rein engendrés par le trichloréthylène ont lieu en moyenne à 65 ans. Ainsi, les finances publiques sont améliorées du montant des pensions non versées aux seuls agents publics actualisées durant 15 ans soit 0,61 M€.

Les 2 074 personnes qui décèdent d'un cancer du poumon en lien avec le radon perdent 11 années de vie. Ils perdent donc 11 ans de pension et contribuent, pour les agents publics, à améliorer le solde des finances publiques de 11 ans de pension soit 49 M€.

---

75 Lorsque ce sont des agents du secteur privés ce sont leurs régimes de retraites qui en bénéficient.

76 La pension de retraite mensuelle moyenne versée aux français est de 1 256 euros, 2011 (Rapport Moreau, 2013) et de 1 062 euros arrondi à 13 000 en 2005 selon l'INSEE http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?reg_id=0&ref_id=NATTEF04571

77 Conseil d'orientation des retraites : http://www.cor-retraites.fr/IMG/pdf/doc-1960.pdf

Les 98 personnes qui décèdent d'une intoxication au CO avant 60 ans perdent leur pension de retraite et ceux d'entre eux qui sont agents publics contribuent à améliorer le solde des finances publiques de 4 M€.

2 074 personnes meurent d'un cancer du poumon à, en moyenne 69 ans, du fait de causes engendrées par les particules et perdent 11 ans de pension soit 49 M€ ; 10 006 personnes qui décèdent d'une maladie cardiovasculaire perdent 3 ans de pension soit 76 M€ et les 4 156 décès par BPCO privent les individus d'un an de pension soit 11,53 M€. Au total l'économie de finances publiques est de 136,5 M€.

Sachant que 1 114 personnes décèdent de maladies engendrées par la fumée de tabac environnementale dont 152 décès par cancer du poumon qui privent les individus de 11 ans de pension soit 4 M€ ; 510 infarctus qui ôtent 3 ans de pension soit 4 M€ ; 392 incidents cérébraux qui n'enlèvent aucune année de pension aux personnes soit un coût nul et 60 décès par bronchite qui les privent de un an de pension soit 0,2 M€, l'économie pour les finances publiques est de 8M€.

Le montant des économies de finances publiques du fait des pensions de retraite non versées aux agents publics suite aux décès engendrés par les polluants de l'air intérieur est donc de 209 M€.

10 Résultats

Il est maintenant possible de calculer le coût socio-économique ou la *variation de bien-être de la collectivité*, du fait de l'existence des polluants de l'air intérieur considérés dans cette étude, en ordonnant les différents coûts énoncés ci-dessus en reprenant (1) :

$$W = \Delta CE + (1 + \alpha) * \Delta G$$

Avec :

- W = variation du coût socio-économique ;
- ΔCE = variation du coût externe, c'est le poste le plus important, il correspond à la perte de valeur des vies humaines, à la dégradation de la qualité de vie et aux pertes de production ;
- $1 + \alpha$ = impact négatif de la variation des finances publiques sur le bien-être. Le coefficient conventionnel de coût marginal des fonds publics (α =20%) est retenu ;
- ΔG la variation des finances publiques.

Pour ce faire, il convient de calculer, en premier ΔCE, la variation du *coût externe*. Il suffit d'additionner les résultats des calculs du coût de la mortalité et de la baisse de qualité de vie et ceux des pertes de production.

- Le coût total des vies humaines perdues du fait des polluants de l'air intérieur considérés dans cette étude est de 8 871M€.
- Le total des coûts engendrés par la dégradation de la qualité de vie liée aux traitements que suivent les individus exposés aux polluants de l'air intérieur considérés est de 8 872 M€.
- Le coût total des pertes de production est de 1 579 M€.

Le *coût total externe* est donc de 19 332 M€.

En second lieu, il convient de calculer ΔG, la variation du solde des finances publiques.

- Les dépenses de soins remboursées qui viennent alourdir les dépenses publiques de 360 M€.
- Les dépenses de recherches publiques dégradent également le solde budgétaire de 11 M€.
- Les pensions non versées du fait des décès prématurés viennent alléger les finances publiques de 209 M€.
- Sachant que les français dépensent environ 2 500 € par an pour leur santé et que le gros des dépenses a lieu dans les dernières années de vie, il conviendrait d'inclure dans ces calculs, d'une part, les dépenses de santé non effectuées par les gens qui décèdent avant l'âge normal et remboursées. Les données nécessaires pour prendre en compte cet impact ne sont pas disponibles. Cet effet viendrait sans doute améliorer, de manière mineure, les finances publiques. D'autre part, les individus qui décèdent avant l'âge normal payent

moins d'impôts (impôt sur le revenu, impôt sur la fortune, impôts locaux, impôts indirects) que les autres. Il n'existe pas assez de données sur les profils des personnes qui décèdent pour modéliser l'impact fiscal.

- La variation totale des finances publiques est donc négative de 162 M€. Les finances publiques sont donc détériorées, du fait des polluants de l'air intérieur car l'effet du coût des soins domine celui des pensions de retraites non versées.

Avec un *coût marginal des fonds publics* $1+\alpha=1,2$ l'impact de la l'amélioration des finances publiques vient affecter *négativement le bien-être de 194 M€.*

Le Tableau 14 présente le *coût socio-économique* de la pollution de l'air intérieur calculé dans le cadre de cette étude.

Tableau 14 : Coût socio-économique de la pollution de l'air intérieur (million €)

	Benzène	TCE	Radon	CO	Particules	Fumée de tabac environnementale	Total
Nombre de décès	342	20	2 074	98	16 236	1 114	19 884
Coût externe							
Coût mortalité	-437	-26	-2 089	-237	-5 760	-322	-8 871
Coût qualité vie	-369	-7	-309	0	-7 350	-837	-8 872
Coût production	-36	-2	-282	-72	-1 102	-85	-1579
Total coût externe	*-842*	*-35*	*-2680*	*-309*	*-14 212*	*-1 244*	*-19322*
Finances publiques							
Coût des soins	-18	-4	-61	-3	-236	-37	-360
Coût recherche	-	-	-	-	-	-	-11
Retraites non versées	10,2	0,61	49	4	136,5	8	+209
Total finances publiques	-7,8	-3,4	-12	0.9	-99,5	-29	-163
Effet FP sur BE	-9,4	-4	-14,4	1,1	-119,4	-35	-195
Variation de BE	**-851**	**-39**	**-2694**	**-308**	**-14 331**	**-1 279**	**-19 516**

[1] Prise en compte du coût marginal des fonds publics

Il résulte que le coût socio-économique de la pollution de l'air intérieur, c'est-à-dire l'impact négatif des polluants de l'air intérieur ici considérés sur le bien-être collectif, est 19,526 milliards €.

Le résultat est peu sensible au taux d'actualisation (4 %) dont il a été signalé que le rapport Quinet *et al.* (2013) envisage de le porter à 2 % pour un taux dit « sans risque ».

L'essentiel du coût socio-économique tient à la mortalité et à la baisse de la qualité de la vie des personnes victimes d'une pathologie. L'économie de dépenses publiques de 209 M€ de retraites non versées ne compense pas les dépenses de soins. Les finances publiques sont donc détériorées.

Le *coût social-économique* de 19,526 milliards € imputable aux polluants de l'air intérieur ne peut pas être comparé avec les *coûts socio-économiques* des autres problèmes de santé publique qui ont fait l'objet d'évaluations analogues. En effet, les dernières études françaises sont antérieures à la publication du rapport Quinet *et al.* (2013). Notamment Kopp et Fenoglio (2012) proposent des résultats désormais largement sous-évalués, puisque la valeur de la vie humaine a doublé entre le rapport Boiteux & Baumstark (2001) et le rapport Quinet *et al.* (2013).

Toutes les substances ne pèsent pas le même poids dans les différents postes qui composent le *coût socio-économique* des polluants de l'air intérieur. Attention les pourcentages correspondent aux contributions relatives des polluants considérés au coût socio-économique tel qu'il est calculé, mais ne sauraient représenter les parts respectives de l'impact sanitaire de ces polluants dans la problématique plus globale de l'air intérieur, intégrant l'ensemble des polluants chimiques potentiellement présents (plus de 1 000 recensés), les agents biologiques et les agents physiques.

Tableau 15 : Poids (en %) des différentes substances considérées dans le coût socio-économique

	Benzène	Trichlo.	Radon	CO	Particules	Fumée de tabac environnementale
Nombre de décès	2	0,1	10	0,1	82	6
Coût mortalité	5,1	0,3	23,5	2,7	64,8	3,7
Coût qualité de vie	4,3	0,1	3,5	0	82,3	9,9
Coût pertes de pdt.	2,4	0,1	17,5	4,5	68,2	7,4
Coût externe	4,5	0,2	13,8	1,6	73,1	6,8
Coût soins	5	1,1	16,9	0,9	65,5	10,6
Retraites non versées	5,1	0,3	23,5	1,9	65,4	3,7
Impact BE	4,5	0,2	13,7	1,6	73	7

La part des particules domine. 73 % du coût externe et 73 % du coût socio-économique sont imputables à cet indicateur. Ceci est logique puisque ces deux coûts sont très largement déterminés par le nombre des décès et que 82 % des décès sont imputables à l'indicateur particules en suspension. Il convient d'avoir à l'esprit que les particules en suspension dans l'air intérieur proviennent, d'une part de l'air extérieur, et d'autre part de l'air intérieur où les sources sont les activités humaines telles que la cuisson des aliments, l'entretien des locaux, les appareils de combustion et de ventilation. La fumée de tabac environnementale et la présence de benzène viennent très loin derrière les particules en suspension (respectivement 7 % et 4,5 %).

Le poids du benzène dans *le coût de la mortalité et de la perte de qualité de vie* est approximativement de 4,7 %, celui du trichloréthylène presque nul du fait du faible nombre de décès, celui du radon de 14 % ; celui du CO de 1,8 %, celui des particules est de 74 % et celui de la fumée de tabac environnementale de 6,8 %.

Le poids du benzène dans le coût externe est approximativement de 4,5 %, celui du trichloréthylène inférieur à 0,2 %, celui du radon de 14 % ; celui du CO de 1,6 %, celui des particules de 73 % ; celui de la fumée de tabac environnementale de 6,8 %.

Le poids du benzène dans les « bénéfices » pour les finances publiques des retraites non versées est approximativement de 5,1 %, celui du trichloréthylène de 1,1 %, celui du radon de 24 %, celui du CO de 1,9 %, celui des particules de 65 % et celui de la fumée de tabac environnementale de 3,7 %. Ces poids sont cohérents avec le nombre de décès et les âges moyens de survenance.

Le poids du benzène dans le coût socio-économique est approximativement de 4,5 %, celui du trichloréthylène de 0,2 %, celui du radon de 14 % ; celui du CO de 1,6 %, celui des particules de 73 %, celui de la fumée de tabac environnementale de 7 %.

11 Discussion

Les résultats d'une telle évaluation sont conditionnés par la disponibilité des données et les choix méthodologiques réalisés. Les hypothèses posées et leurs principales limites sont discutées ci-après. Les résultats numériques présentés doivent être considérés comme fournissant une première indication du coût socio-économique de plusieurs polluants de l'air intérieur en France.

11.1 Conséquences des choix réalisés

- *Limites portant sur le choix des polluants*

Il existe de multiples limites et sources d'incertitude au niveau des étapes de l'EQRS, ainsi qu'au long de l'analyse économique.

Le choix des polluants pris en compte a été conditionné par la disponibilité des données de base nécessaires à l'évaluation des impacts sanitaires (nombre de décès annuels, relation dose-réponse, part attribuable). Ainsi seul un nombre limité de substances a pu être considéré *in fine*.

L'absence de certains polluants communément rencontrés dans l'air des environnements intérieurs et pour lesquels les effets sanitaires sont connus peut susciter des interrogations. Selon les hiérarchisations réalisées afin d'identifier les polluants prioritaires dans l'air intérieur des logements (Almeras, 2010 ; Logue, Price *et al*. 2011), parmi les polluants chimiques qui apparaissent hautement prioritaires et qui génèrent les pertes de DALY les plus conséquentes du fait d'une présence dans l'air intérieur, se trouvent le formaldéhyde et l'acroléine qui n'apparaissent pas dans cette étude du fait de l'absence de relations dose-réponse publiées, accessibles et validées par la communauté scientifique.

De manière générale, l'absence de prise en compte de l'amiante, des NOx, de nombreux COV, des composés organiques semi-volatils (COSV) (dont certains sont reconnus perturbateurs endocriniens), des HAP, des agents biologiques (moisissures notamment) peut être mentionnée (CARB, 2005 ; Viegi *et al*. 2004). Un élargissement des polluants intérieurs considérés pourrait *a minima* inclure les polluants classés prioritaires par l'OQAI et l'Anses, et qui ont fait l'objet récemment, ou doivent faire l'objet prochainement, de l'établissement d'une VGAI (Anses, 2011).

- *Limites portant sur les effets sanitaires*

Il est à souligner qu'il a parfois été impossible de retenir plus d'un seul effet par polluant.

Les effets retenus sont tous relatifs à une exposition chronique (en dehors de l'intoxication par le CO). Or les effets aigus peuvent être générateurs de coûts. Cela a été pris en compte dans l'étude Aphekom (Declercq *et al*. 2012) concernant les effets aigus des particules et de l'ozone dans le cadre de la pollution atmosphérique. Par ailleurs, des populations sensibles telles les asthmatiques peuvent développer des pathologies exacerbées lors d'une exposition aiguë (Nurmagambetov *et al*. 2011). Cependant, la présente étude a abordé l'estimation du coût économique au travers de la population générale et non pas d'un sous-groupe de population particulier.

L'ensemble des expositions est traité séparément, ne faisant pas intervenir un éventuel effet cocktail. Or, l'interaction entre les polluants peut être additive, synergique ou inhibitrice, modifiant de fait la réponse. A ce jour, ces interactions sont rarement prises en compte de façon approfondie dans les évaluations de risques sanitaires. Des études récentes ont tout de même proposé l'évaluation des risques liés aux expositions à un mélange de substances chimiques, notamment pour les phtalates (Kortenkamp and Faust 2010; Søeborg *et al*. 2012). Il est donc possible d'envisager une évaluation du risque cumulé portant sur des substances différentes. Dans une

autre étude, la méthode du *Hazard Index* a été mise en œuvre dans le cadre d'une exposition à cinq polluants de l'air intérieur et extérieur (PM_{10}, benzène, toluène, nonane, naphtalène) et six pesticides (Ragas *et al*. 2011). L'évaluation économique étant dépendante des effets critiques retenus et de la quantification en population générale de ces derniers, l'estimation du coût socioéconomique peut être impactée sensiblement par cette hypothèse. Toutefois en l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible d'évaluer l'impact en population générale occasionné par ces effets cocktails.

Il existe un certain nombre d'études publiées concernant l'association entre l'exposition à la pollution de l'air intérieur et la mesure sanitaire. Récemment, certaines études internationales évaluant le fardeau de la maladie « *burden of disease* » ont été publiées en se focalisant ou en incluant la pollution de l'air intérieur. Par exemple, l'OMS a présenté des résultats concernant le fardeau de la maladie associé à des nuisances de l'air intérieur, incluant les polluants mais aussi le bruit et les accidents. L'OMS évoque l'existence de deux méthodes afin de calculer le fardeau de la maladie : l'approche basée sur l'événement de santé (la base des calculs s'appuie sur l'incidence et/ou la prévalence des événements de santé) et l'approche basée sur l'exposition (la base des calculs s'appuie sur l'exposition de la population). Le projet européen EnVIE a utilisé la première méthode, tandis que la plupart des autres études s'appuient sur la seconde méthode. Cette dernière méthode s'articule classiquement par 1/ sélection des expositions, 2/ sélection des événements sanitaires associés, 3/ estimation de la population exposée, 4/ sélection des relations expositions-effets, 5/ estimation de la fraction attribuable dans la population et 6/ calcul du fardeau de la maladie.

Le Tableau 16 synthétise les études recensées sur l'association entre l'exposition à la pollution de l'air intérieur et la mesure sanitaire.

Tableau 16 : Etudes publiées concernant l'association entre l'exposition à la pollution de l'air intérieur et la mesure sanitaire

Publications	Polluants ou expositions étudiés	Evénements de santé retenus	Méthode de calcul
Schram-Bijkerk et al. (2012)	Moisissures CO Radon/thoron issus du bâtiment Formaldéhyde Fumée de tabac environnementale	Symptômes du tractus respiratoire supérieur et inférieur, prévalence de l'asthme admissions hospitalières cancer du poumon incidence de l'asthme (enfants) infections du tractus respiratoire inférieur (enfants), incidence de l'asthme, pathologies cardiaques ischémiques, mort subite du nourrisson, otites (enfants), cancer du poumon	Estimation pour l'année 2004 de la charge de la maladie basée sur l'approche par DALYs
EnVIE	Bioaérosols (approximativement 50 % de sources extérieures et 50 % de moisissures), CO, Radon issu du sol, COV (formaldéhyde, benzène et naphtalène), Produits de combustion (principalement de source extérieure), Composés pathogènes (principalement de source extérieure)	Symptômes allergiques et asthme Cancer du poumon BPCO Infections respiratoires Morbidité et mortalité cardiovasculaires Odeur et irritation (syndrome des batiments malsains)	Estimation de la part de la pathologie étudiée attribuable aux polluants de l'air intérieur
Braubach et al. (2011)	Radon L'exposition résidentielle à la fumée de tabac Plomb CO Formaldéhyde L'humidité intérieure et les problèmes de moisissure	Cancer du poumon Infections respiratoires, asthme, maladies cardiaques et cancer du poumon Maladies cardiovasculaires chez l'adulte Perte de QI chez l'enfant Intoxication Symptômes et respiratoires chez les enfants Asthme chez les enfants	Estimation de la charge de la maladie basée sur l'approche par DALYs
Logue et al. (2012)	$PM_{2.5}$ CO NO_2 O_3	Mortalité toutes causes BPCO AVC non-fatals Admissions hospitalières pour : Asthme Maladies pulmonaires Dysrythmie Insuffisance cardiaque Admissions hospitalières pour : Problèmes respiratoires Insuffisance cardiaque congestive Cardiopathie ischémique Maladies respiratoires Mortalité Admissions hospitalières pour : Asthme Maladies pulmonaires	Estimation de la charge de la maladie basée sur l'approche par DALYs (approche probabiliste) Approche IND « intake incidence DALY » utilisant les relations expositions-risques issues des études épidémiologiques en vue de quantifier l'incidence puis combinaison avec une estimation des pertes de DALY par incidence de maladie

Publications	Polluants ou expositions étudiés	Evénements de santé retenus	Méthode de calcul
	SO_2 1,1,2,2-Tétrachloréthane, 1,1,2-Trichloroéthane, 1,1-Dichloroéthane, 1,2-Dibromoéthane, 1,2-Dichloroéthane, 1,4-Dichlorobenzene, 2-Butoxyethanol, 2-Ethoxyethanol, 2-Methoxyethanol, Acétaldéhyde, Acroléine, Acrylonitrile, Ammoniac, Benzène, Benzyl chloride, Cadmium, Carbon disulfide, Carbon tetrachloride, Chloromethane, Chromium, Crotonaldéhyde, d-Limonine, Ethanol, Formaldéhyde, Hexachlorobutadiene, Hexane, Manganèse, Methyl methacrylate, Methylene chloride, Methyl tert-butyl ether, Naphthalene, Ozone, Styrène, Tetrachloroethene, Toluène, Vinyl chloride, Xylene, o, Xylene, m/p*	Infection respiratoire Dysrythmie Admissions hospitalières	Estimation de la charge de la maladie basée sur l'approche par DALYs (approche probabiliste) Approche ID « intake DALY » avec une extrapolation directe des concentrations de polluants en perte de DALYs à partir de données génériques sur des données d'impact pour des effets chroniques cancérogènes ou non pour les substances
Hänninen et al. (2011)	Benzène Dioxines (Furanes et PCB) Fumée de tabac Formaldéhyde Plomb O_3 $PM_{2.5}$ PM_{10} Radon	Leucémie (mortalité et morbidité) Tout type de cancer (mortalité uniquement) Cancer du poumon (mortalité et morbidité) Maladies cardiaques ischémiques (mortalité et morbidité) Asthme (morbidité chez l'adulte et l'enfant) Infections des voies respiratoires inférieures Otite moyenne aiguë Développement de l'asthme chez les jeunes enfants Retard mental léger (en raison de la perte IQ) Maladies hypertensives Mortalité totale (non-violente) Jours d'activité restreinte Toux et symptômes respiratoires chez les enfants de 5 à 14 ans Mortalité des maladies cardio-pulmonaires Mortalité par cancer du poumon Mortalité totale non-violente Bronchite chronique Jours d'activité restreinte Symptômes des voies respiratoires inférieures Bronchite chronique Cancer du poumon	Estimation de la charge de la maladie basée sur l'approche par DALYs

* pour les polluants suivants listés dans la publication, aucun résultat n'est présenté : 1,3-Butadiène, 2-Ethylhexanol, Arsenic, Atrazine, Benzaldéhyde, Benzo[a]pyrene, Beryllium, Bis(2-ethylhexyl) phthalate, Bromodichlorométhane, Bromoforme, Cadmium, Chlorobenzène Chloroéthane Chloroforme, Cyclohexane, Di(2-ethylhexyl) adipate, Dibenzo[a,c+a,h]anthracene, Dibromochloromethane, Ethylbenzene, ,Isopropylbenzene, Methyl ethyl ketone, Mercure, Methyl isobutyl ketone, o-Phenylphenol, Pentachlorophenol, Tetrahydrofuran, Trichloroethene

- *Limites portant sur l'évaluation des expositions*

Les calculs d'exposition sont réalisés uniquement avec une concentration médiane dans l'air intérieur, sans utiliser l'ensemble de la distribution, considérée comme la meilleure estimation des situations rencontrées si l'on exclut les situations extrêmes. La variabilité de l'exposition de la population française selon les logements n'est ainsi pas prise en compte. Il serait intéressant de mettre en œuvre une approche probabiliste ;

Faute de données, les concentrations dans les environnements intérieurs autres que le logement ont été assimilées aux concentrations mesurées dans le logement (chambre ou séjour).

- *Limites portant sur la méthode du calcul économique*

On peut s'interroger sur le fait de ne pas avoir considéré les « bénéfices » engendrés par la présence de polluants de l'air intérieur. Il conviendrait, par exemple, de comptabiliser les bénéfices des entreprises qui procèdent au désamiantage et aux profits des entreprises qui vendent des médicaments et des soins. Dans une première approche, ces aspects ont été volontairement écartés.

Il semble pourtant qu'autant se focaliser exclusivement sur les aspects *coûts* des pathologies engendrées, par exemple, pour l'alcool ou le tabac n'a pas de sens car, à l'évidence, les consommateurs d'alcool et de tabac dégagent un bénéfice[78] de leur consommation tout comme les producteurs (Kopp *et al*. 2012) ; autant, dans le cas des polluants de l'air intérieur considérés, les consommateurs ne trouvent pas toujours un bénéfice à l'existence de ces polluants. L'impact sur le profit des entreprises doit certes être étudié, mais il est sans doute négligeable. Comparé aux mortalités par le tabac (73 000 décès /an) et l'alcool (45 000 décès /an), la mortalité associée aux polluants intérieurs est plus faible et ne doit pas constituer un enjeu significatif pour les industries du soin. Seule la question du désamiantage et de la mise en conformité des bâtiments semble, a priori, pouvoir être significative.

11.2 Mise en perspective avec d'autres études analogues

Cette étude est une première tentative d'estimation globale du *coût socio-économique* de la pollution de l'air intérieur en France. Ainsi, les résultats sont difficilement comparables avec d'autres études.

On peut toutefois esquisser des éléments de comparaison avec les études analogues.

La sensibilité de l'estimation économique par rapport à l'évaluation sanitaire est forte. Une étude consacrée au coût socio-économique du plomb présent dans l'environnement de la population française estime ce dernier entre 0,44 et 22,72 milliards d'euros en 2008 selon les scénarios de l'analyse de sensibilité faisant varier le seuil de toxicité du plomb (100 µg/L, 24 µg/L, 15 µg/L) (Pichery *et al*. 2011). On constate ainsi la forte sensibilité des résultats économiques aux hypothèses réalisées sur le plan de l'évaluation sanitaire.

De même, plusieurs études menées dans d'autres pays portent sur les polluants de l'air intérieur.

Radon : une étude réalisée en Suisse identifie des coûts unitaires pour les individus touchés par un cancer du poumon (Horvath, 2006). L'étude prend en compte les coûts directs et indirects imputables au décès par cancer du poumon et les évalue à 1 500 000 CHF en 2006, soit environ 954 000 € en 2013.

[78] D'un point de vue économique, l'utilité de l'agent est accrue.

Fumée de tabac environnementale : Eriksen & Chaloupka (2007) ont calculé un coût de 9,665 milliards de dollars aux Etats-Unis, soit 7,848 milliards € en 2013 au niveau de la population générale. Le coût total de la prise en charge médicale en Caroline du Nord est de 293 millions de dollars (Plescia *et al*. 2011), soit 220 millions € en 2013. Cette contribution mentionne que les maladies cardiovasculaires représentent la plus grande source des coûts engendrés par la fumée de tabac environnementale. Le second poste de coût, par ordre d'importance, est imputable aux maladies affectant les enfants dotés d'un trop faible poids de naissance (environ 25 % du coût total). La fenêtre d'exposition engendre de fait des coûts unitaires moyens plus importants (Miller *et al*., 2006). A titre d'illustration, une étude menée à Hong-Kong indique que 9 % des coûts médicaux durant la première année de vie sont imputables à la fumée de tabac environnementale (Leung *et al*. 2003).

En dernier lieu, plusieurs études estiment un coût moyen de la prise en charge médicale, du coût d'opportunité de la *Willingness to Pay* pour éviter une maladie. L'objectif de ces études est donc davantage de déterminer une composante du coût global de la pollution de l'air intérieur que le coût global lui-même. De plus, les articles sélectionnés dans ces études sont très hétérogènes, ce qui peut biaiser les résultats du fait de la forte amplitude au sein des coûts. On peut toutefois citer l'estimation du coût social de la pollution de l'air intérieur en Californie (CARB, 2005) qui est de 45 milliards de dollars, soit 41 milliards € en 2013. Plusieurs points sont à souligner dans cette étude afin de juger de la pertinence d'un comparatif avec l'estimation réalisée dans la présente étude.

- Le choix des polluants diffère. Ainsi, l'étude CARB a mené son évaluation à partir du CO, des COV, de la fumée de tabac environnementale, du radon, des moisissures et du syndrome des bâtiments malsains (SBM). Il est possible de constater l'absence de prise en compte des particules qui est pourtant la première source de coût dans la présente étude.
- Différents lieux d'exposition ont été considérés en Californie, à savoir les logements, les écoles, et les lieux de travail sauf les locaux industriels.
- Au niveau économique les coûts retenus dans le rapport CARB sont les suivants : coût d'un décès prématuré, dépenses associées à la prise en charge médicale et pertes de production.

La non prise en compte de la perte de qualité de vie constitue une différence importante avec la présente étude. De plus, les pertes de production ne sont estimées que pour le SBM. Ainsi, les autres sources expositions, qui engendrent pourtant des effets sanitaires, ne sont pas considérées comme une source de pertes de production. Il s'agit là d'une hypothèse très forte de l'étude.

Les données relatives aux excès de décès ou au nombre de cas incidents proviennent de la littérature. La majorité des données ont été déterminées par l'US-EPA pour les Etats-Unis. La comparaison avec les données françaises peut donc être délicate dans certains cas. A titre d'illustration, la fumée de tabac environnementale qui est la principale source de coûts de l'étude CARB (notamment via les maladies cardiovasculaires) est sans doute surestimée. En effet la consommation de tabac est inférieure en Californie par rapport au reste des Etats-Unis et la législation sur l'exposition à la fumée de tabac est plus restrictive que dans les autres Etats, au moment de la rédaction du rapport.

Tableau 17 : Résultats de l'enquête US-EPA (milliards de dollars par an)

Polluant	Mortalité	Morbidité	Coût vies	Coût soins	Total
CO[a]	23	438	0,15	<0,001	0,15
COV cancer [b]	115		0,73	<0,011	0,741
Tabac passif [c]					
-cancer poumon	380		2,4	0,025	2,425
-Cardiovasculaire	3 600		23	0,055	23,06
-Asthme		31 000		0,02	0,02
-Faible poids naissance		1 600		0,19	0,19
-Otites moyennes		51 700		0,019	0,019
Radon (cancer poumon) [d]	1 500		9,5	0,097	9,597
Moisissure (asthmes, allergies) [e]		0,031	0,19	0,221	
Syndrome du bâtiment malsain [f]					8,5
Total					**45**

Sources :
a : Estimation du nombre de cas à partir des données de décès en Californie (Liu et al., 2000).
b : Cas estimés à partir des valeurs moyennes de la mise à jour des du California Comparative Risk Project.
c : ARB/OEHHA, 2005, *Proposed Identification of Environmental Tobacco Smoke as a Toxic Air Contaminant* – March 2005, Parts A and B.
d : source de California-EPA / California Air Resources Board : Waldman J, 2004, Submittal to Peggy Jenkins, ARB, AB1173-Section on Rn Risk, october 26, 2004., article basé sur US-EPA *Assessment of Risks from Radon in Home* EPA 402-R-03-003. Office of Air and Radiation. Washington, D.C, avec ajustement sur la taille de la population, la faible concentration de radon, et la plus faible prévalence de fumeurs en Californie.
e : coût estimé par la California-EPA / California Air Resources Board à partir des résultats nationaux (2 milliards $2000) de Weiss et Sullivan (2001). 12% de ce résultat national correspond à la Californie. Il a été par la suite multiplié par la fraction de risque attribuable des moisissures dans le cadre issue de trois importantes études épidémiologiques (Dales et al., 1991; Dales et al. b, 1991 ; Zock, J.P, et al., 2002).
f : actualisation réalisée par la California-EPA / California Air Resources Board des résultats de Kats, G., (2003).

Une seconde étude menée en Italie semble présenter un objectif d'estimation du coût économique engendré par la pollution de l'air intérieur (Italian Health Ministry, 2001). L'article original n'est pas disponible. Le Tableau 18 est toutefois reproduit dans le rapport du projet européen STRATEX (Kephalopoulos *et al.,* 2006). Les polluants considérés varient à nouveau par rapport à ceux de la présente étude. Aucune information n'est disponible sur la manière dont a été estimé l'impact des différents polluants, ce qui implique de considérer ces résultats avec beaucoup de précaution. Par ailleurs, le champ des coûts est plus restreint puisqu'il se limite à la prise en charge médicale. Comme pour l'étude CARB, la fumée de tabac environnementale est à l'origine de différents effets sanitaires. Toutefois, les principaux coûts sont associés aux allergènes et au radon et non pas à la fumée de tabac environnementale. On observe que le coût des soins estimés dans la présente étude est plus de deux fois supérieur à celui de l'étude italienne (Italian Health Ministry, 2001). La comparabilité des deux études est très faible.

Tableau 18 : Résultats d'une étude italienne présentant un objectif d'estimation du coût économique engendré par la pollution de l'air intérieur (millions d'Euros par an) (Kephalopoulos *et al.*, 2006)

Pathologie	Polluant	Impact sanitaire	Coûts médicaux directs
Asthme bronchique chez l'enfant/adolescent	Allergènes	> 160 000 cas par an	> 80
Cancer du poumon	Radon	1 500 – 6 000 déces par an	26 – 105
Asthme bronchique chez l'enfant/adolescent	Fumée de tabac environnementale	> 30 000 cas par an	> 15
Infections aigues des voies aériennes		> 50 000 nouveaux cas par an	> 12
Cancer du poumon		> 500 déces par an	> 9
Infarctus du myocarde		> 900 déces par an	> 8
Leucémie	Benzène	36 – 190 cas par an	0,5 - 4
Mort violente	CO	200 décès par an	1
Total			**> 152 - 234**

Par ailleurs, il est important de souligner qu'il serait faux et fort imprudent de vouloir additionner le coût socio-économique ici évalué pour la pollution de l'air intérieur au coût par ailleurs estimé pour la pollution de l'air extérieur. L'estimation ici fournie n'est que partielle et les environnements intérieurs ne sont pas étanches et communiquent avec l'extérieur. Cela est notamment le cas pour les particules. En effet, de nombreuses hypothèses ont été émises notamment l'hypothèse d'une analogie entre les effets associés aux particules urbaines et à celles de l'air intérieur via l'utilisation des relations expositions risques établies pour l'air ambiant entre les particules définies comme un indicateur de la pollution urbaine et des indicateurs sanitaires (suivi de la morbidité/mortalité). Les relations établies s'appuient certes sur les variations des mesures de PM dont la mesure correspond à des niveaux de stations de fond urbaines ; cependant l'exposition de la population aux particulaires résulte de leur séjour dans les environnements intérieurs, avec une hypothèse de 90 % pour cette étude, et extérieur. Ainsi, il n'est pas correct de sommer les résultats des études d'impact sanitaire lié à la pollution de l'air ambiant établis en France notamment par l'InVS avec les estimations proposées par cet exercice, pour éviter un comptage en double des décès.

Enfin, l'Annexe 1 du présent rapport discute les dispositions actuelles relatives à l'air intérieur, ainsi que les éventuelles perspectives en termes de responsabilité et d'indemnisation.

12 Conclusion

Cette étude exploratoire fournit de premiers ordres de grandeur des coûts afférents à la pollution de l'air intérieur en France. Elle démontre la faisabilité d'une telle approche même si une des limites majeures de ce travail réside dans le manque de données qui seraient nécessaires pour obtenir une quantification plus fine et plus complète des coûts : concentrations des polluants dans les différents lieux de vie et non uniquement dans les logements (les campagnes de l'OQAI à venir sur les immeubles de bureaux et les écoles pourront apporter des données complémentaires utiles à la mise à jour de cette évaluation) ; relation dose-réponse pour les polluants de l'air intérieur ; part attribuable aux expositions dans les bâtiments pour les pathologies.

Dans l'état actuel des connaissances, une précaution s'impose dans l'usage de cette étude. Il convient de retenir le résultat final comme une première indication selon laquelle le coût socio-économique des polluants de l'air intérieur serait proche de 19 milliards € annuellement.

13 Bibliographie

Afsset (2007) Pollution par les particules dans l'air ambiant - Synthèse des éléments sanitaires en vue d'un appui à l'élaboration de seuils d'information et d'alerte du public pour les particules dans l'air ambiant. Saisine n° 2007/006 : 149 p.

Alméras, C. (2010) Hiérarchisation sanitaire des polluants de l'environnement intérieur: mise à jour pour le cas des logements et extrapolation à d'autres environnements intérieurs. Observatoire de la qualité de l'air intérieur, Rapport n°ESE/Santé – 2010-095 : 111 p.

Anses (2008) Valeurs guides de qualité d'air intérieur - Le benzène - Rapport d'expertise collective. Anses : 95 p.

Anses (2009) Valeurs guides de qualité d'air intérieur – Le trichloroéthylène – Rapport d'expertise collective. Anses : 85 p.

Anses (2009) Valeurs guides de qualité d'air intérieur – Les particules – Rapport d'expertise collective. Anses : 90 p.

Anses (2011) Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur - Évolution de la méthode d'élaboration des valeurs guides de qualité d'air intérieur. Anses : 79 p.

Anto, J.M., Vermeire, P., Vestbo, J., Sunyer, J. (2001) Epidemiology of chronic obstructive pulmonary disease. European Respiratory Journal, 17(5): 982-994.

ARB/OEHHA (2005) Proposed Identification of Environmental Tobacco Smoke as a Toxic Air Contaminant – Parts A and B.

Aubert, P., Crepon B. (2003) La productivité des salariés âgés : une tentative d'estimation. Economie et Statistique, n° 368.

Boardman, A.E., Greenberg D.H. (2010) Cost-benefit analysis. Pearson.

Boiteux, M., Baumstark, L. (2001) Transports: choix des investissements et coût des nuisances. Commissariat Général du Plan: 323 p.

Boiteux, M., Matheu, M. (1994) Transports: pour un meilleur choix des investissements. La Documentation Française : 132 p.

Braubach, M., Jacobs, D.E., Ormandy, D. (2011) Environmental burden of disease associated with inadequate housing: a method guide to the quantification of health effects of selected housing risks in the WHO European region. OMS Publications régionales, Série européenne : 238 p.

Brutel, C., Levy, D. (2011) Le nouveau zonage en aires urbaines de 2010. INSEE Première n° 1374.

California Air Ressources Board (2005) Report on indoor air pollution in California. US-California : 363 p.

Cambou, J.P., Genès, N., Vaur, L., Dubroca, I., Etienne, S., Ferrières, J., Danchin, N. (1998) Épidémiologie de l'infarctus du myocarde en France: Survie à 1 an des patients de l'étude USIK. Archives des maladies du cœur et des vaisseaux, 91(9) : 1103-1110.

Catelinois, O., Rogel, A., Laurier, D., Billon, S., Hémon, D., Verger, P., Tirmarche, M. (2007) Evaluation de l'impact sanitaire de l'exposition domestique au radon en France. Bulletin épidémiologique hebdomadaire. Numéro thématique – Impact sanitaire du radon domestique: de la connaissance à l'action, (18-19) : 155-158.

CIRC (2004) Tobacco Smoke and Involuntary Smoking. Monographs vol 83 : 1473 p.

CIRC (2012) Diesel engine exhaust carcinogenic. Press Release n°213.

CIRC (2013) Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. vol. 106.

CIRC (2013) Air Pollution and Cancer. Scientific Publication n°161.

Chapman, K.R., Mannino, D.M., Soriano, J.B., Vermeire, P.A., Buist, A.S., Thun, M.J., Beasley, R. (2006) Epidemiology and costs of chronic obstructive pulmonary disease. European Respiratory Journal, 27(1): 188-207.

Charbotel, B., Fevotte, J., Hours, M., Martin, J.L., Bergeret, A. (2006) Case–control study on renal cell cancer and occupational exposure to trichloroethylene. Part II: Epidemiological aspects. Annals of Occupational Hygiene, 50(8): 777-787.

Charbotel, B., Fevotte, J., Martin, J.L., Bergeret, A. (2009) Cancer du rein et expositions au trichloroéthylène: les valeurs limites d'exposition professionnelle françaises en vigueur sont-elles adaptées? Revue d'Épidémiologie et de Santé Publique, 57(1): 41-47.

Crump KS. (1994) Risk of benzene-induced leukemia: a sensitivity analysis of the pliofilm cohort with additional follow-up and new exposure estimates. J Toxicol Environ Health; 42(2): 219-42.

Crump, K.S., Allen, B.C. (1984) Quantitative estimates of risk of leukemia from occupational exposure to benzene. Occupational Safety and Health Administration, Docket H-059 B, Exhibit vol. 152.

Dal Negro, R., Eandi, M., Pradelli, L., Iannazzo, S. (2007) Cost-effectiveness and healthcare budget impact in Italy of inhaled corticosteroids and bronchodilators for severe and very severe COPD patients. International Journal of Copd, 2(2): 169-176.

Dales RE, Burnett R, and Zwaneburg H (1991b) Adverse health effects among adults exposed to home dampness and molds. American Review of Respiratory Disease 143(3): 505-509.

Dales, R.E., Zwanenburg, H., Burnett, R., Franklin, C.A. (1991a) Respiratory health effects of home dampness and molds among Canadian children. American Journal of Epidemiology 34(2): 196-203.

Dautzenberg, B. (2001) Rapport du groupe de travail DGS tabagisme passif, La Documentation française : 109 p.

de Peretti, C., Chin, F., Tuppin, P., Béjot, Y., Giroud, M., Schniztler, A., Woimant, F. (2012) Personnes hospitalisées pour accident vasculaire cérébral en France : tendances 2002 - 2008. Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire n°10-11.

de Peretti. C., Chin, F., Tuppin, P., Danchin, N. (2012) Personnes hospitalisées pour infarctus du myocarde en France : tendances 2002-2008. Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire n°41.

Declercq C, Pascal M, Chanel O, Corso M, Ung A et al. (2012) Impact sanitaire de la pollutionatmosphérique dans neuf villes françaises. Résultats du projet Aphekom. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire ; 2012. 33 p. Disponible à partir de l'URL : http://www.invs.sante.fr

Desaigues, B., Bonnieux, F. (1998) Economie et Politiques de l'environnement. Editions Dalloz-Sirey.

Drummond, M.F., Sculpher M.J., Torrance, G.W., O'Brien, B.J., Stoddart G.L. (1988) Methods for the economic evaluation of health care programmes. Oxford University Press.

Emmerich J. (1998) Maladies des vaisseaux, Editions Doin : 217 p.

Eriksen, M., Chaloupka, F. (2007) The economic impact of clean indoor air laws. CA: A Cancer Journal for Clinicians, 57(6): 367-378.

Fevotte, J., Charbotel, B., Muller-Beauté, P., Martin, J.L., Hours, M., Bergeret, A. (2006) Case–control study on renal cell cancer and occupational exposure to trichloroethylene. Part I: exposure assessment. Annals of Occupational Hygiene, 50(8): 765-775.

Finkelstein, M.M. (2000) Leukemia after exposure to benzene: temporal trends and implications for standards. American journal of industrial medicine, 38(1): 1-7.

Godard, P. (2007) La BPCO, une forteresse assiégée, une maladie qui peut se prévenir et se traiter, n°27-28.

Hänninen, O., Knol, A., Jantunen, M., Kollanus, V., Leino, O., Happonen, E. & Mekel, O. (2011) European perspectives on environmental burden of disease: estimates for nine stressors in six countries. Finland: Helsinki.

Hill, C. (1999) Tabac et risque de cancer. THS La revue 2: 28-31.

Hill, C. (2011) Les effets sur la santé du tabagisme passif. Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire n°20-21.

Hillman, A.L. (2009) Public Finance and Public Policy - Responsibilities and Limitations of Government. Cambridge University Press: 859 p.

Hodgson, T.A., Meiners, M.R. (1982) Cost-of-illness methodology: a guide to current practices and procedures. The Milbank Memorial Fund Quarterly. Health and Society: 429-462.

Horváth, S. (2006) Die volkswirtschaftlichen Kosten des Radons. Universität Zürich.

InVS (2008) Cancer incidence and mortality in France over the period 1980-2005. Revue d'Epidemiologie et de Santé Publique. 56(3): 159-75. http://www.invs.sante.fr/surveillance/cancers/estimations_cancers/default.htm

InVS (2013) http://www.invs.sante.fr/Dossiers-thematiques/Environnement-et-sante/Intoxicationsau-monoxyde-de-carbone/Donnees-epidemiologiques-de-surveillance

INCa (2007) Analyse économique des coûts du cancer en France. INCa: 146 p.

INCa (2009) Cancers et tabagisme passif. Collection Fiches Répère : 4 p

INCa (2011). http://www.e-cancer.fr/component/docman/doc_download/9432-cancer-et-poumon

Italian Health Ministry (2001) Agreement among Health Ministry, Regions and autonomous Districts: Guidelines to protect and promote health in indoor environment. Gazzetta Ufficiale Supplemento Ordinario, n°252.

Jamrozik K. (2006) An estimate of deaths attributable to passive smoking in Europe. In: Smoke free Partnership. Lifting the smokescreen: 10 reasons for a smoke free Europe. European Research Studies Journal: 17–41.

Jantunen, M., Asikainen, A., Hänninen, O., Hiltunen, L., Haverinen-Shaughnessy, U., Arvela, H., McLaughlin, J., Vaskövi, E. (2008) Indoor Air Pollution Exposure - WP2 Final Report. ENVIE Co-ordination Action on Indoor Air Quality and Health Effects: 74 p.

Kats, G. (2003) The Costs and Financial Benefits of Green Buildings. A Report to California's Sustainable Building Task Force: 66 p.

Katsouyanni, K., Samet, J.M. (2009) Air Pollution and Health: A European and North American Approach (APHENA). Research Report 142. Health Effects Institute: 132 p.

Kephalopoulos, S., Koistinen, K., Kotzias, D. (2006) Strategies to determine and control the contributions of indoor air pollution to total inhalation exposure (STRATEX), European Commision: 79 p.

Kirchner, S., Laurent, A.M., Collignan, B., Le Moullec, Y., Ramalho, O., Villenave, J.G., Flori, J.P., 2002, Impact of the urban pollution on the indoor environment: experimental study on a mechanical ventilated dwelling, Indoor Air 2002, The 9th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, June 30-July 5, 2002, Monterey, CAN

Kirchner, S., Arenes, J.F., Cochet, C., Derbez, M., Duboudin, C., Elias, P. (2007) État de la qualité de l'air dans les logements français. Environnement, Risques & Santé 6(4): 259-269.

Kirchner, S., Mandin, C., Derbez, M., Ramalho, O., Riberon, J., Dassonville, C., Lucas, J.P., Ouattara, M. (2011) Qualité d'air intérieur, qualité de vie. 10 ans de recherche pour mieux respirer. CSTB Editions: 212 p.

Koopmanschap, M.A., Rutten, F.F. (1995) The friction cost method for measuring indirect costs of disease. Journal of health economics 14(2): 171-189.

Kopp, P., Fenoglio P. (2011) Les drogues sont-elles bénéfiques pour la France ?, Revue Economique, 62(5).

Kortenkamp, A., Faust, M. (2010) Combined exposures to anti-androgenic chemicals: steps towards cumulative risk assessment. International journal of andrology, 33(2), 463-474.

Lebègue, D., Hirtzman, P., Baumstark, L. (2005) Le prix du temps et la décision publique. Commissariat Général du Plan : 96 p.

Leung, G.M., Ho, L.M., Lam, T.H. (2003) The economic burden of environmental tobacco smoke in the first year of life, Archives of Disease in Childhood 88(9): 767-771.

Liu KS, Paz MK, Flessel P, Waldman J, and Girman J (2000) Unintentional carbon monoxide deaths in California from residential and other nonvehicular sources. Archives of Environmental Health An International Journal 55(6): 375-381.

Logue, J.M., Price, P.N., Sherman, M.H., Singer, B.C. (2012) A method to estimate the chronic health impact of air pollutants in US residences. Environmental health perspectives, 120(2) : 216.

Lukacs, B.A., Pallos, E. (1968) Quelques aspects du calcul de tables de mortalité par causes de décès. Journal de la Société Statistique de Paris 109 : 136-157.

Maltoni, C., et al. (1986) Experimental research on trichloroethylene carcinogenesis. In: Maltoni, C. & Mehlman, M.A., ed. Archives of research on industrial carcinogenesis. Princeton, NJ, Princeton Scientific Publishing Co.

Maltoni, C., Lefemine, G., Cotti, G., Perino, G. (1988) Long-Term Carcinogenicity Bioassays on Trichloroethylene Administered by Inhalation to Sprague-Dawley Rats and Swiss and B6C3F1 Mice. Annals of the New York Academy of Sciences, 534(1), 316-342.

Mathieu, D., Mathieu-Nolf, M., Wattel, F., Neviere, R., Bocquillon, N. (2000) Intoxication par le monoxyde de carbone : aspects actuels, Service d'urgence respiratoire, de réanimation médicale et de médecine hyperbare, centre anti-poisons Nord-Picardie, CHRU, 59037 Lille cedex, France

Michelot, N., Mandin, C., Ramalho, O., Riberon, J., Marchand, C., Malherbe, L., Ramel, M., Personnaz, M.B., Delmas, V., Urban, S., Carrega, M. (2011) Campagne pilote de surveillance de la qualité de l'air dans les écoles et crèches en France », Pollution atmosphérique, N° 211 : 267-279.

Miller, T., Rauh, V.A., Glied, S.A.M., Hattis, D., Rundle, A., Andrews, H., Perera, F. (2006) The Economic Impact of Early Life Environmental Tobacco Smoke Exposure: Early Intervention for Developmental Delay, Environmental Health Perspectives 114(10): 1585-1588.

Ministère de la Santé et des Solidarités (2005) Programme d'actions en faveur de la broncho-pneumopathie chronique obstructive (BPCO) 2005-2010 : 70 p.

NRC (1983) *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process.* The National Academies Press: 206 p.

Nurmagambetov, T.A., Barnett, S.B.L., Jacob, V., Chattopadhyay, S.K., Hopkins, D.P., Crocker, D. D., Kinyota, S. (2011) Economic value of home-based, multi-trigger, multicomponent interventions with an environmental focus for reducing asthma morbidity: a Community Guide systematic review. American journal of preventive medicine, 41(2): 33-47.

OCDE (2012) La valorisation du risque de mortalité dans les politiques de l'environnement, de la santé et des transports. OCDE : 152 p.

OMS (2000) Air Quality Guidelines for Europe. OMS Publications régionales, Série européenne, n° 91 : 273 p.

OMS (2004) Global burden of disease 2004 update: disability weights for diseases and conditions.OMS: 9 p.

Paustenbach, D.J., Price, P.S., Ollison, W., Blank, C., Jernigan, J.D., Bass, R.D., Peterson, H.D. (1992) Reevaluation of benzene exposure for the Pliofilm (rubberworker) cohort (1936–1976). Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A Current Issues, 36(3): 177-231.

Pichery, C., Bellanger, M., Zmirou-Navier, D., Glorennec, P., Hartemann, P., Grandjean, P. (2011) Childhood lead exposure in France: benefit estimation and partial cost-benefit analysis of lead hazard control. Environmental Health, 10, 44.

Pison, G. (2005) France 2004: l'espérance de vie franchit le seuil de 80 ans. Population et sociétés 410: 1-4.

Plescia, M., Wansink, D., Waters, H.R., Herndon S. (2011) Medical Costs of Secondhand-Smoke Exposure in North Carolina, North Carolina Medicine Journal 72(1): 7-12.

Pope III, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito K., Thurston, G. D. (2002) Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution, Journal of the American Medical Association 287(9): 1132-1141.

Pope III, C.A., Burnett, R.T., Thurston, G.D., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Godleski, J.J. (2004) Cardiovascular Mortality and Long-Term Exposure to Particulate Air Pollution: Epidemiological Evidence of General Pathophysiological Pathways of Disease, Circulation 109(1): 71-77.

Pope III, C.A., Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E., Heath Jr, C.W. (1995) Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. American journal of respiratory and critical care medicine, 151: 669-674.

Primequal (2005) Pollution par les particules atmosphériques : état des connaissances et perspectives de recherche. Sous la coordination de P. Ebner, Y. Le Moullec ; A. Weil, Primequal - Predit, La Documentation Française.

Quinet, E., Baumstark, L., Bonnet, J., Croq, A., Ducos, G., Meunier, D., Rigard-Cerison, A,. Roquigny, Q, (2013) L'évaluation socioéconomique des investissements publics. Commissariat Général à la Stratégie et à la Prospective: 352 p.

Ragas, A.M.J., Oldenkamp, R., Preeker, N.L., Wernicke, J., Schlink U. (2011) Cumulative risk assessment of chemical exposures in urban environments, Environ Int 37(5): 872-881.

Ramalho, O., Lucas, J. P., Mandin, C., Derbez, M., Kirchner, S. (2012) Niveaux de particules dans les environnements intérieurs en France. Pollution Atmosphérique, (spécial), 37-42.

Review of evidence on health aspects of air pollution (REVIHAAP) (2013) Final technical report. OMS: 309 p.

Richardson DB (2008) Temporal variation in the association between benzene and leukemia mortality. Environ Health Perspect. 2008 Mar;116(3): 370-4.

Rinsky, R.A., Smith, A.B., Hornung, R., Filloon, T.G., Young, R.J., Okun, A.H., Landrigan, P.J. (1987) Benzene and leukemia. New England journal of medicine, 316(17): 1044-1050.

Schram-Bijkerk D, van Kempen EE, Knol AB. (2013) The burden of disease related to indoor air in the Netherlands: do different methods lead to different results? Occup Environ Med. 70(2): 126-32.

Søeborg, T., Frederiksen, H., Andersson, A.M. (2012) Cumulative risk assessment of phthalate exposure of Danish children and adolescents using the hazard index approach, International Journal of Andrology, 35(3): 245-252.

U.S. Department of Health and Human Services (U.S.D.H.H.S) (1982) The Health Consequences of Smoking: Cancer. Report of the Surgeon General. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Office on Smoking and Health. DHHS Publication No. (PHS) 82-50179.

U.S. Department of Health and Human Services (U.S.D.H.H.S) (1989) Reducing the Health Consequences of Smoking: 25 Years of Progress: A Report of the Surgeon General. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Office on Smoking and Health. DHHS Publication No. (CDC) 89-8411.

U.S. EPA (1993) Respiratory health effects of passive smoking: lung cancer and other disorders. NIH Publication N° 93-3605 Monograph 4: 525 p.

U.S. EPA (2005) Guidelines for Carcinogen Risk Assessment: 166 p

U.S. EPA (2011) Toxicological review of trichloroethylene: 1200 p.

Viegi, G., Simoni, M., Scognamiglio, A., Baldacci, S., Pistelli, F., Carrozzi, L., Annesi-Maesano, I. (2004) Indoor air pollution and airway disease State of the Art. The International Journal of Tuberculosis and Lung Disease, 8(12): 1401-1415.

Vitale, S., Jeanrenaud, C., et al. (1998) Le coût social de la consommation de tabac en Suisse. Institut de Recherches Economiques et Régionales, Université de Neuchâtel, Suisse: 218 p.

Vlaanderen, J., Lan, Q., Kromhout, H., Rothman, N., Vermeulen, R. (2010) Occupational benzene exposure and the risk of lymphoma subtypes: a meta-analysis of cohort studies incorporating three study quality dimensions. Environmental health perspectives, 119(2): 159-167.

Weiss, K.B., Sullivan, S.D. (2001) The health economics of asthma and rhinitis: I, assessing the economic impact. Journal of Allergy and Clinical Immunology 107(1): 3-8.

Zock, J.P., Jarvis, D., Luczynska, C., Dunyer, J., Burney, P. (2002) Housing characteristics, reported mold exposure, and asthma in the European Community Respiratory Health Survey. Journal of Allergy and Clinical Immunology 110: 285-292.

ANNEXES

Annexe 1 : Résponsabilité et indemnisation

Dispositions générales relatives à l'air intérieur

La loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 (loi Grenelle II) a envisagé la question de la qualité de l'air intérieur en introduisant l'article L. 221-7 du code de l'environnement selon lequel « *L'Etat coordonne les travaux d'identification des facteurs de pollution ainsi que l'évaluation des expositions et des risques sanitaires relatifs à la qualité de l'air dans les environnements clos. Il élabore les mesures de prévention et de gestion destinées à réduire l'ampleur et les effets de cette pollution. Il informe le public des connaissances et travaux relatifs à cette pollution* ».En outre, l'article L. 221-8 précise qu' *« Une surveillance de la qualité de l'air intérieur est obligatoire pour le propriétaire ou l'exploitant de certains établissements recevant du public déterminés par décret en Conseil d'Etat lorsque la configuration des locaux ou la nature du public le justifie. La mise en œuvre de cette surveillance et la mise à disposition de ces résultats auprès du public sont assurées à leurs frais par les propriétaires ou les exploitants de ces espaces clos qui, lorsqu'ils en sont membres, peuvent notamment s'appuyer sur les organismes agréés prévus à l'article L. 221-3* ».

Tandis que l'article R. 221-33 du code de l'environnement prévoit une obligation d'information (« Le propriétaire ou, le cas échéant, l'exploitant d'un établissement mentionné à l'article R. 221-30 informe les personnes qui fréquentent l'établissement, dans un délai de trente jours après la réception du dernier document, des résultats de l'évaluation des moyens d'aération et des mesures réalisées à l'intérieur de l'établissement, mises en regard des valeurs-guides mentionnées à l'article R. 221-29 (…)»), l'article R 221-37 du même code prévoit la périodicité d'une surveillance.

Enfin, on note l'existence d'une réglementation sur certains produits qui pose une obligation d'étiquetage à l'article R. 221-24 du code de l'environnement, détermine le champ d'application de cet étiquetage à l'article R. 221-23 du même code, et sanctionne le manquement à cette obligation à l'article R. 226-14. Celui à qui il incombe ces obligations est celui qui met sur le marché le produit (logique de vente) et pas nécessairement le fabricant (le droit distingue par exemple celui qui importe, produit ou distribue des produits contenant des nanomatériaux (cf. décret n° 2012-232 du 17 février 2012 relatif à la déclaration annuelle des substances à l'état nanoparticulaire pris en application de l'article L. 523-4 du code de l'environnement)).

Le code de l'environnement envisage pour l'instant la pollution de l'air intérieur principalement sous l'angle du « revêtement de mur ou de sol et des peintures et vernis sur leurs émissions de polluants volatiles » (Décret no 2011-321 du 23 mars 2011, art. 1er, en vigueur le 1er janv. 2012). L'article R. 221-22 du code de l'environnement vise expressément les polluants volatils contenus dans un « *produit destiné à être distribué sur le marché dans le cadre d'une activité commerciale à titre onéreux ou gratuit* », précisant que « *ne sont pas mis à disposition sur le marché les produits fabriqués sur chantier ainsi que les produits incorporés directement par le fabricant* ».

De plus, la destination de ces produits est limitativement énumérée à l'article R. 221-23 : « revêtements de sol, mur ou plafond; cloisons et faux plafonds; produits d'isolation; portes et fenêtres; produits destinés à la pose ou à la préparation des produits mentionnés au présent article. Elles ne s'appliquent pas aux produits composés exclusivement de verre non traité ou de métal non traité, ni aux produits de serrure, ferrure ou de visserie ».

Une liste des composés volatils a été déterminée par arrêté (arrêté du 19 avril 2011 relatif à l'étiquetage des produits de construction ou de revêtement de mur ou de sol et des peintures et vernis sur leurs émissions de polluants volatils). Les substances ou groupes de substances sont :

- formaldéhyde (numéro CAS : 50-00-0) ;
- acétaldéhyde (numéro CAS : 75-07-0) ;
- toluène (numéro CAS : 108-88-3) ;
- tetrachloroéthylène (numéro CAS : 127-18-4) ;
- xylène (numéro CAS : 1330-20-7) ;
- triméthylbenzène (numéro CAS : 95-63-6) ;
- dichlorobenzène (numéro CAS : 106-46-7) ;
- éthylbenzène (numéro CAS : 100-41-4) ;
- butoxyéthanol (numéro CAS : 111-76-2) ;
- styrène (numéro CAS : 100-42-5) ;
- Composés organiques volatils totaux (COVT).
- Benzène (numéro CAS : 71-43-2)

Selon l'article R. 462-3 code de la sécurité sociale, le benzène est répertorié au tableau des maladies professionnelles.

L'article R. 221-29 du code de l'environnement définit les « valeurs guides » de l'air intérieur relatives au benzène. Ainsi, il est indiqué une concentration de 5µg/m^3 pour une exposition de longue durée (applicable à partir du 1er janvier 2013), et de 2µg/m^3 pour une exposition de longue durée (applicable à partir du 1er janvier 2016).

A cette valeur guide se combinent des objectifs de la qualité de l'air (OQA), c'est-à-dire les niveaux à atteindre à long terme et à maintenir, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble. Les OQA concernant le benzène sont précisés à l'article R. 221-1, I, 5° du code de l'environnement : « Objectif de qualité: 2 µg/m^3 en moyenne annuelle civile » et « Valeur limite pour la protection de la santé humaine: 5 µg/m^3 en moyenne annuelle civile ». Cependant, ces OQA ne sont applicables que dans la prise en compte de l'air ambiant, et non de l'air intérieur. Or, l'air ambiant est défini comme « l'air extérieur de la troposphère, à l'exclusion des lieux de travail tels que définis à l'article R. 4211-2 du code du travail et auxquels le public n'a normalement pas accès » (article R. 221-1 du code de l'environnement). Il se distingue donc de l'air intérieur qui demeure plus restreint.

Au titre des droits des employés et salariés, l'article 108-4 du code de la fonction publique octroie le droit aux agents ayant été exposés, dans le cadre de leurs fonctions, à un agent cancérigène, mutagène ou toxique, de bénéficier d'un suivi médical post-professionnel une fois leurs fonctions cessées.

La jurisprudence se montre plus éloquente en matière de responsabilité. Dans son arrêt du 20 avril 2010, la cour d'appel d'Aix-en-Provence s'est prononcée sur un recours visant à établir la faute inexcusable d'une société dans la survenance de la maladie professionnelle par intoxication au benzène et ayant entraîné la mort de la victime. Les ayants droits arguaient une violation de l'obligation de sécurité de l'employeur pour avoir exposé son employé à la substance sans protection. Aussi réclament-ils une majoration de leur rente, une indemnisation du préjudice moral, une indemnisation complémentaire au titre de l'action successorale.

La cour d'appel a recherché à caractériser la faute inexcusable pour pouvoir engager la responsabilité de l'employeur. Une faute inexcusable est un manquement à une obligation de résultat (et non de moyen) liée au contrat de travail conclu entre le salarié et l'employeur. Pour que la faute soit constituée, il faut, cumulativement : des circonstances objectives relatives à l'imputabilité de la maladie à l'activité professionnelle de la victime, la conscience du danger de la part de l'employeur.

En l'espèce, la cour a relevé l'existence d'une faute inexcusable, et a indemnisé les ayants droits pour leur préjudice moral, mais aussi au titre des souffrances physiques et morales de la victime, de son préjudice d'agrément, de son préjudice esthétique (Confirmation Cour de cassation 2011, cour d'appel de Montpellier 7 décembre 2012…).

Toutefois, l'employeur peut s'exonérer de sa responsabilité s'il apporte la preuve que la maladie professionnelle avait une cause étrangère à l'exposition du salarié dans la cadre de son activité professionnelle (dans ce cas, la caisse d'assurance maladie répond du dommage et non l'employeur). Par exemple, la cause étrangère serait constituée si le salarié se rend délibérément dans un lieu de l'usine où il n'a pas à se rendre dans le cadre de sa fonction.

Notons que si la cour juge que l'exposition a été limitée, la victime ne sera pas indemnisée. Dans l'arrêt de la cour d'appel de Bourges du 11 mai 2012 (n°10/00089), le requérant non indemnisé travaillait dans une pièce attenante au lieu contaminé et la porte de communication entre les deux pièces était pourtant ouverte.

Dans le rapport bailleur/locataire, signalons que la cour d'appel de Paris, dans son arrêt du 22 janvier 2013 (n°11/12084) a reconnu qu'un bailleur peut arguer la force majeure pour s'exonérer de sa responsabilité à l'égard de son locataire victime d'une intoxication. En l'espèce, un bailleur avait fait appel à un entrepreneur pour procéder au ravalement de l'immeuble. L'entrepreneur avait utilisé des produits chimiques (triméthythilbenzène). Le locataire avait développé un syndrome d'intolérance aux odeurs chimiques.

La cour a estimé que même s'il est admis l'existence de présomptions graves, précises et concordantes susceptibles d'établir le lien de causalité, le bailleur peut arguer en l'espèce de la force majeure.

- *Particules en suspension*

L'article R 221-1, I, 5° code de l'environnement fixe des OQA également pour les PM_{10} et les $PM_{2,5}$. Mais là encore, ces dispositions sont applicables à l'air ambiant et non à l'air intérieur.

- *Radon*

La recommandation de la Commission européenne du 21 février 1990 (n° 90/143/EURATOM) a visé l'exposition des personnes au radon à l'intérieur des bâtiments.

En réponse à la recommandation européenne, l'article R. 1333-15 du code de santé publique prévoit une obligation de mesure de l'activité de radon. Il est donc enjoint au propriétaire de lieux ouverts au public de mettre en place des mesures de surveillance d'exposition au radon. Les bâtiments visés sont listés à l'article 4 de l'arrêté du 22 juillet 2004.

Corrélativement, dans les locaux commerciaux, une veille sanitaire est exigée. L'article L.1333-10 du code de la santé publique fait peser sur le chef d'entreprise, le propriétaire ou l'exploitant de lieux ouverts au public une obligation de mise en œuvre de mesures de surveillance et de protection, d'autant plus pour les établissements accueillant du public pendant une durée significative (article R 1333-25 du code de santé publique). Les établissements concernés sont les établissements d'enseignement, ainsi que les externats, les établissements sanitaires et sociaux avec une capacité d'hébergement, les établissements thermaux, pénitentiaires… L'article R 1333-16 impose une obligation d'information aux usagers du bâtiment.

Sur le fondement du principe de précaution, la circulaire n° 2001-303 du 2 juillet 2001 a prévu une gestion du risque lié au radon dans les établissements recevant du public. Il est prévu un contrôle de la présence de radon ainsi qu'une information du public.

Cependant, concernant la gestion du risque lié au radon, on relève qu'il n'existe aucune réglementation au niveau de l'habitat (S. Bernier, « Habitat sain et radon : comment agir au niveau local ? », Expérience et perspectives : Pollutions atmosphériques, n° 213-214, janvier-juin 2012, p. 27).

La jurisprudence est venue compléter le régime juridique relatif au radon. Ainsi, le tribunal de grande instance (TGI) de Limoges le 29 juin 2000 a annulé la vente d'un bien immobilier pour vices cachés en raison d'une radioactivité importante liée à la présence de radon. De même, la Cour de cassation est venue préciser dans son arrêt du 27 mars 2007 que le vendeur est tenu à une obligation d'information à l'égard de l'acheteur de la construction de l'immeuble sur un ancien site industriel présentant une concentration en radon, sous peine d'annulation de la vente pour vices cachés.

La responsabilité du propriétaire vis-à-vis de l'acquéreur, du locataire ou du salarié est déjà admise, de même que la responsabilité de l'Etat pour les bâtiments publics. On doit remarquer que le champ de la responsabilité tend à s'étendre en ce domaine aux organismes agréés. Par exemple, en matière d'amiante, la Cour de cassation dans un arrêt du 2 juillet 2003 a estimé qu'il pèse sur l'organisme chargé d'effectuer les contrôles de substances non seulement une obligation de conseil, mais également une obligation de s'enquérir, par lui-même, des caractéristiques complètes de l'immeuble concernant la présence d'amiante. La première obligation (obligation de conseil) est en principe considérée comme une obligation de moyen (obligation de mettre en œuvre tous les moyens possible pour tenter de parvenir au résultat escompté). Or, s'il s'agit de produits dont la dangerosité est reconnue, l'obligation devient de résultat (obligation d'atteindre le résultat escompté).

La réglementation devrait se développer si l'on en juge par la proposition de directive du Conseil de l'Union européenne (COM/2012/0242final – 2011/0254(NLE)) qui encourage une action des Etats membres en ce sens.

- *Le tabac*

La loi Evin du 10 janvier 1991 et son décret d'application n° 92-478 du 29 mai 1992 a défini les lieux où il est interdit de fumer. Ainsi, le principe de l'interdiction de fumer est posé « *dans les lieux affectés à un usage collectif, notamment scolaire, et dans les moyens de transport collectif, sauf dans les emplacements expressément réservés aux fumeurs* ». Les dispositions ont été renforcées avec le décret n° 2006-1386 du 15 novembre 2006 (articles R. 3511-1 à R. 3511-8 du code de santé publique).

- dans tous les lieux fermés et couverts qui accueillent du public ou qui constituent des lieux de travail ; le champ de l'interdiction de fumer dans les lieux affectés à un usage collectif s'applique :
- dans les moyens de transport collectif ;
- dans les espaces non couverts des écoles, collèges et lycées publics et privés, ainsi que les établissements destinés à l'accueil, à la formation ou à l'hébergement des mineurs (article R. 3511-1 du code de santé publique) ;

La question de l'application de l'interdiction de fumer dans les espaces privatifs (chambre, cellule) des lieux de séjour contraint (hôpitaux psychiatriques, établissements médico-sociaux et prisons) n'a fait l'objet d'aucune disposition expresse alors que le personnel de ces établissements, et le cas échéant les autres occupants, sont exposés à la fumée. S'agissant des établissements sociaux et médico-sociaux, une circulaire du 12 décembre 2006 (Journal Officiel 19 Janvier 2007) précise que « *dans l'hypothèse de chambres collectives, il appartiendra aux responsables d'établissements de prendre les mesures nécessaires pour regrouper dans la mesure du possible*

les personnes hébergées ou les résidents consommateurs de tabac. Dans le cas où, dans la même chambre, un des occupants s'opposerait à la consommation de tabac, aucune autorisation ne pourrait être accordée à l'autre ou aux autres occupants ». Le même problème se pose avec acuité en prison où, de fait, les détenus non-fumeurs sont exposés à la fumée de leurs codétenus fumeurs (M. Moliner-Dubost, « *Les détenus ont-ils le droit de vivre dans un environnement sain ? (ou sont-ils condamnés à vivre dans un environnement tabagique ?) », Revue Juridique de l'environnement, 2012, pp. 9-21*).

Des emplacements peuvent être créés et mis à la disposition des fumeurs par la personne ou l'organisme responsable des lieux (article R. 3511-2 du code de la santé publique). Dans les lieux de travail, publics ou privés, leur mise en place est soumise à l'avis du comité d'hygiène et de sécurité (article R. 3511-5 du code de la santé publique). La création de tels emplacements est impossible au sein des établissements d'enseignement publics et privés, des centres de formation des apprentis, des établissements recevant des mineurs et des établissements de santé (article R. 3511-2, alinéa 2 du code de la santé publique).

Ces emplacements sont des salles closes dotées d'une ventilation mécanique et de fermetures automatiques (article R. 3511-3 du code de santé publique), interdites aux mineurs de moins de seize ans (article R. 3511-8 du code de santé publique). Ces emplacements ne doivent pas constituer un lieu de passage et ne peuvent être nettoyés ou entretenus sans renouvellement préalable de l'air pendant au moins une heure (article R. 3511-3 du code de santé publique). Un avertissement sanitaire est apposé à l'entrée (article R. 3511-6 du code de santé publique).

Les articles R. 3512 -1 et R. 3512-2 du code de la santé publique ont prévu des sanctions en cas de non-respect des dispositions.

Synthèse applicable au cas d'espèce

- *Responsabilité*

Le mécanisme de responsabilité est prévu par le droit positif et renforcé par la jurisprudence mais il mériterait d'être développé. Plusieurs responsables peuvent être envisagés :

La responsabilité de l'employeur est reconnue puisqu'il pèse sur lui une obligation de procéder à des mesures périodiques de la concentration des substances, de mettre à disposition des moyens de protection adaptés à ses salariés, d'informer le public sur la présence des substances.

La jurisprudence engage la responsabilité de l'employeur dès lors qu'il ne respecte pas ces dispositions.

La responsabilité du propriétaire ou de l'exploitant est envisagée dans cette mesure où il lui incombe d'aérer ou de ventiler l'espace clos afin que les substances et particules présentes ne portent pas atteinte à la santé humaine.

La responsabilité de l'usager et de l'utilisateur est prise en compte dans le sens d'une diminution de son droit à indemnisation (hypothèse de l'acceptation du risque pour un usager du métro dont les concentrations seraient dans les moyennes autorisées, ou faute de la victime si le salarié n'utilise pas les moyens de protection fournis ou déambule dans des espaces clos distincts de ceux attribués à son activité).

La responsabilité de l'organisme agréé est une responsabilité en plein développement jurisprudentiel. On peut penser qu'une responsabilité accrue de l'organisme (obligation de s'informer, de mesurer, de détecter les substances toxiques et d'informer le propriétaire ou l'exploitant) serait une forme d'atténuation de responsabilité des employeurs, propriétaires et exploitants en cas de non-exécution de ses obligations, mais serait une forme d'aggravation de responsabilité des employeurs, propriétaires et exploitants en cas d'exécution rigoureuse de ses obligations.

La responsabilité du fabricant ne semble pas être envisagée dans le cadre d'une pollution de l'air intérieur, sauf dans l'hypothèse où le fabricant est également celui qui met le produit sur le marché.

Pour l'heure donc, il s'agit d'une responsabilité individuelle et non collective, c'est-à-dire une indemnisation qui ne provient pas d'un fond d'indemnisation par exemple. On peut penser que cette forme collective d'indemnisation serait, en l'état actuel du droit et précisément sur cette question de pollution de l'air intérieur, assez difficile et complexe.

Tout d'abord, il s'agit de l'air intérieur et non de l'air ambiant. Aussi, semble-t-il difficile d'impliquer les fabricants de substances, dans la mesure où dans le cadre d'un espace clos il ne leur incombe aucune obligation.

Ensuite, il conviendrait de répertorier ou de déterminer les substances pouvant être concernées par le fonds d'indemnisation. Or, la liste risquerait d'être incomplète au regard des nouvelles substances produites par les nanomatériaux notamment. Cela risquerait d'exclure du droit à indemnisation les victimes de dommages issus de nouvelles particules.

Enfin, il semble peu probable d'envisager un fonds d'indemnisation commun à ces substances polluantes si l'on relève que le droit français a opté jusqu'à présent pour des fonds catégoriels (fonds d'indemnisation pour les victimes du Médiator, Fonds d'indemnisation des victimes post-transfusionnelles du SIDA, fonds d'indemnisation des victimes de l'amiante…). Un fonds d'indemnisation pour les victimes de l'air intérieur semble hypothétique, sauf à créer un fond spécial pour chacune des substances. Mais il resterait encore à trouver leurs sources d'alimentation financière.

Concernant la question de la *class action*, on peut présumer que si elle venait à être admise en droit de la consommation, en aucun cas elle ne serait susceptible d'application généralisée, par exemple pour des troubles liés à la pollution. En outre, il semble au demeurant qu'une extension juridique du droit d'action de groupe au champ sanitaire ou environnemental soit pour l'heure improbable. Trois éléments abondent en ce sens. En premier lieu, la suppression de l'amendement permettant aux associations d'effectuer des actions de groupe dans le projet de loi sur les médicaments le 17 novembre 2011. En deuxième lieu, les fortes pressions exercées par les entreprises (par exemple celles des industries bretonnes en raison de la pollution des eaux que leur activité engendre). En dernier lieu, la crainte d'une dérive juridictionnelle si l'on introduit la class action : les recours abusifs encombreraient les tribunaux et allongeraient les délais déjà déraisonnables (Laude, 2013). Ainsi, il semble que l'hypothèse d'une *class action* soit, dans le contexte global actuel, peu réalisable.

- *Le rôle de l'entreprise*

Le rôle de l'entreprise en amont renvoie en partie à la Responsabilité sociale de l'entreprise (RSE).

Le comportement responsable des entreprises existe et se développe en pratique au travers de la notion de RSE. La RSE n'est autre que la traduction de l'expression anglo-saxonne *Corporate social responsibility* apparue aux États-Unis dans les années soixante-dix. La notion repose sur une approche volontariste de l'éthique des affaires et des analyses économiques et postule que l'entreprise doit tenir compte des attentes de la société en contribuant à la réalisation des objectifs du développement durable (Mercier, 2011), celui-ci étant défini comme *« la capacité des générations présentes à satisfaire leurs besoins sans compromettre l'aptitude des générations futures à couvrir leurs propres besoins »* (Commission mondiale pour l'environnement et le développement, rapport Brundtland, 1987). Dès lors, l'entreprise intégrée à ce réseau d'interdépendances doit tenir compte de l'ensemble des tiers qui subissent les impacts de son activité et dont les actions et les réactions sont susceptibles d'avoir une incidence sur elle (Sobczak, 2002). L'entreprise doit alors inclure dans sa stratégie de développement des objectifs sociaux, environnementaux, éthiques et de gouvernance.

Ce comportement s'observe incontestablement par la rédaction de codes de bonne conduite et de chartes éthiques par les entreprises souvent en collaboration avec des *stakeholders* ou « parties prenantes ».

Mais il semble que la Commission européenne entende agir sur cette RSE jusqu'alors observée en pratique, pour juridisciser cette forme de responsabilisation écologique et contraindre les entreprises à observer une démarche verte (Commission Européenne, 2011).

En l'espèce, l'internalisation du coût de la réparation du préjudice ne revient pas au fabriquant, mais à l'employeur, au propriétaire ou à l'exploitant, à celui qui met sur le marché le produit. De manière générale, un respect plus rigoureux des obligations posées par le droit permettra une sécurité et une information accrues des usagers, salariés, utilisateurs et agents afin de limiter les dommages. Mais la véritable RSE concerne plus exactement les entreprises des exploitants et des employeurs concernés. On doit alors exclure le propriétaire d'immeuble loué à des particuliers. Leur comportement responsable produira un effet vertueux sur la notoriété de l'entreprise, emportant avec elle les effets que l'on connaît sur la compétitivité, le potentiel de croissance, de développement de partenariats, le capital-confiance octroyé par les usagers…

En conséquence, on doit souligner que le mécanisme de RSE présente une limite : elle ne peut s'appliquer à tous les responsables potentiels.

Le rôle de l'entreprise en aval complète la responsabilité sociale de l'entreprise, l'élément dissuasif consisterait dans une application plus rigoureuse du principe pollueur-payeur selon lequel les frais résultant des mesures de prévention, de réduction et de lutte vis-à-vis de la pollution doivent être pris en charge par le pollueur (article L. 110-1 du code de l'environnement). Mais là encore, on se heurte à l'identité des responsables et au cadre restreint de l'étude. D'un côté, seules les entreprises peuvent être concernées, et non les simples propriétaires d'immeubles. D'un autre côté, la thématique qui retient ici l'attention est la pollution de l'air intérieur et non de l'air ambiant, ce qui questionne la possibilité de son application.

- *Voies d'indemnisation*

En lieu et place d'une action en responsabilité, on peut envisager des mesures anticipatrices d'indemnisation dans l'hypothèse de l'exposition de salariés ou d'ouvrier à des particules et des substances. La voie du versement d'une prime de risque pourrait être explorée.

Des mesures *a posteriori* pourraient également être étudiées comme le versement d'une pension complémentaire (hypothèse d'un veuvage causé par l'exposition au produit) ou d'un complément de retraite (hypothèse de survie de la victime). De même, on pourrait envisager une prise en charge en tout ou partie des frais engagés pour les soins dispensés à la victime.

Toutefois, la question de la source de financement reste entière. La question du fonds d'indemnisation ayant été envisagée, il demeure l'hypothèse d'une prise en charge par le responsable (entreprise de l'exploitant ou de l'employeur), voire propriétaire du bâtiment, ou l'hypothèse d'une contribution nationale. Sur ce dernier point, la question de la justification de l'imposition semble être compliquée puisqu'il s'agit, là encore, d'un cas d'espèce particulier que constitue l'air intérieur : il ne s'agit pas de pollution généralisée de l'environnement ou d'exposition de l'ensemble des individus à un risque pour la santé humaine, mais d'une exposition circonstanciée et pour laquelle les obligations sont diverses et ne pèsent pas de manière identique sur l'ensemble des responsables potentiels.

- *Air ambiant : une extension possible ?*

Une autre issue consisterait ou pourrait consister en une extension du champ d'application de toute ou partie des dispositions relatives à l'air ambiant, dans le but d'élargir l'éventail de responsables potentiels (intégration des fabricants…), et dans la perspective d'user de données scientifiques plus nombreuses (taux de concentration…).

- *Renforcement de la législation et/ou de la réglementation*

On pourra suggérer une détermination plus claire et systématique des sanctions applicables en cas de non-respect des obligations déterminées relativement au benzène et au radon.

De même, on pourra proposer de renforcer l'encadrement juridique des PM_{10} et $PM_{2,5}$ (obligation d'information, obligation de prendre des mesures de sécurité à l'égard des salariés ou du public…) pour l'heure insatisfaisant en matière de pollution de l'air intérieur, et de prévoir des sanctions adéquates.

Enfin, on pourra envisager un développement de la réglementation spécifique à l'habitat, soit en étendant et en adaptant le régime juridique applicable aux établissements recevant du public, soit en créant un régime autonome. Quoiqu'il en soit, la question du partage et/ou de la répartition de responsabilités devra être développée de manière circonstanciée et un mécanisme de sanction approprié devra être mis en place.

- *La class action (action de groupe)*

En France, l'action de groupe n'est pas admise par les juridictions et actuellement, il n'existe pas de la part de l'Union européenne de contrainte sur les Etats membres pour établir un droit à la *class action* (Hennin et Perroy, 2010 ; Du Chastel, 2012). Récemment seulement, la Commission européenne a engagé une réflexion afin d'élaborer des normes européennes en matière de recours collectif. La loi dite Hamon, en cours de discussion au Parlement ne change pas substantiellement les choses dans le domaine de la santé, même si le ministre de la Santé a promis une extension de la loi dans ce domaine dès 2014.

La demande d'action de groupe de la part des associations s'est accentuée dans le domaine sanitaire en raison des scandales de l'amiante et du Médiator puis s'est étendue à l'environnement.

La *class action* à la française est d'actualité en droit de la consommation, par le projet de loi déposé le 8 novembre 2012. S'il est accepté, la loi introduirait un nouvel article L. 423-1 dans le code de la consommation, dont la rédaction est, en l'état du projet :

« *L'action de groupe a pour objet, dans les conditions prévues aux articles L. 423-2 à L. 423-9, de réparer le préjudice matériel, à l'exclusion des atteintes à l'intégrité physique, et le trouble de jouissance subis individuellement par plusieurs consommateurs, personnes physiques, ayant pour origine commune l'inexécution ou la mauvaise exécution par un même professionnel de ses obligations contractuelles nées d'un même type de contrat afférent à la vente de produits ou à une prestation de services* ».

Cette action ciblée serait donc limitée aux associations de consommateurs et le juge se prononcerait sur la recevabilité de l'action.

En France, l'objectif serait de bénéficier d'un droit de recours et d'avoir droit à obtenir réparation pour le préjudice subi. L'avantage de la *class action* serait précisément de protéger le consommateur dès lors que le montant de son préjudice le dissuade de tout recours juridictionnel, particulièrement lors de petits litiges. Aussi, l'action de groupe présenterait-elle incontestablement un effet dissuasif pour les entreprises.

Il existe plusieurs types de *class action*. Au Portugal, il s'agit d'une action « opt out », c'est-à-dire que l'action intègre par défaut toutes les victimes potentielles d'un comportement identifié, sauf celles qui manifestent expressément leur volonté de s'exclure du groupe. En Suède, on a choisi une action « opt in » qui suit la logique inverse : elle ne concerne que les personnes qui manifestent leur volonté. En France, l'action « opt in » serait choisie également (Senet, 2012).

Toutefois, la mise en place d'une *class action* en France requerrait des adaptations par rapport à l'approche américaine. En effet, aux Etats-Unis, il persiste une idéologie de démarchage des victimes et de dommages-intérêts punitifs qui entrent en contradiction avec notre conception française de la justice (Dangé, 2012).

De plus, l'action de groupe impliquerait de repenser la place du juge car les *class action* supposent d'ouvrir la possibilité aux parties de trouver un règlement amiable (médiation par exemple) en lieu et place de l'ouverture d'un contentieux juridictionnel. Aussi cette transaction, si elle aboutit, doit être homologuée par le juge. Ce processus est loin d'être pleinement intégré dans la culture juridique et juridictionnelle française.

Observatoire de la qualité de l'air intérieur

CSTB
le futur en construction

anses

Agence nationale de sécurité sanitaire
de l'alimentation, de l'environnement et du travail
27-31 avenue du général Leclerc
94701 Maisons-Alfort Cedex
www.anses.fr

ISBN 978-2-11-138465-1 – Dépôt légal : avril 2014 – © Anses Éditions : avril 2014 – Date de publication : avril 2014 – Couverture : Création Parimage / Réalisation Anses – Dicodis