

VALEURS REPÈRES D'AIDE À LA GESTION DANS L'AIR DES ESPACES CLOS

LE BENZÈNE

Rapport de la Commission spécialisée Risques liés à l'environnement

Juin 2010

Groupe de travail de la Commission spécialisée Risques liés à l'environnement (CSRE)

Président du groupe de travail

Yvon LE MOULLEC Directeur adjoint du laboratoire d'hygiène de la ville de Paris, membre de la CSRE

Membres du groupe de travail

Serge BOARINI	Professeur agrégé de philosophie, docteur ès lettres-philosophie, membre de la CSRE
Patrick BROCHARD	Professeur des Universités en épidémiologie, économie de la santé et prévention – Université Bordeaux 2, membre de la CSRE
Claude CASELLAS	Professeur des Universités – UMR Hydrosciences, faculté de pharmacie – Université Montpellier 1, membre de la CSRE
Mireille CHIRON	Médecin épidémiologiste – Directeur de recherche, Inrets, membre de la CSRE
Pierre DEROUBAIX	Ingénieur – Département bâtiment et urbanisme, Ademe
Bruno FOUILLET	Toxicologue – Université Lyon 1, membre de la CSRE
Emmanuel HENRY	Maître de conférences en science politique – Université de Strasbourg, membre de la CSRE
Francelyne MARANO	Professeur des Universités – Université Paris 7, membre de la CSRE
Christophe PARIS	Professeur des Universités – Praticien hospitalier Médecine et Santé au Travail - Nancy-Université, Inserm U954, membre de la CSRE
Jacques PUCH	Ingénieur - Directeur de la société Control Habitat, Montpellier, membre de la CSRE
Jean-Louis ROUBATY	Professeur des Universités – Université Paris 7, membre de la CSRE
Pierre VERGER	Médecin épidémiologiste – Observatoire régional de la santé Provence-Alpes-Côte-d'Azur, Inserm U912, SE4S. Vice-président de la CSRE
France WALLET	Médecin – Service des études médicales, EDF, membre de la CSRE
Denis ZMIROU-NAVIER	Médecin épidémiologiste, Inserm U954 Nancy Directeur du département santé-environnement-travail de l'École des hautes études en santé publique Président de la CSRE

RÉSUMÉ

Le benzène est un hydrocarbure aromatique monocyclique dont les propriétés cancérogènes sont connues depuis longtemps. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le benzène cancérogène certain pour l'homme (groupe 1) sur la base d'excès de leucémies observés lors d'expositions professionnelles. Ce composé est également classé cancérogène de catégorie 1 par l'Union européenne et par l'Agence américaine de l'environnement (US-EPA). A ce titre il est soumis à d'importantes restrictions d'usage.

Dans les lieux clos, la présence de benzène résulte à la fois des sources intérieures et du transfert de la pollution atmosphérique extérieure. Les principales sources intérieures identifiées sont les combustions domestiques et le tabagisme mais on ne peut exclure, dans certaines situations, une contribution des produits de construction, de décoration, d'ameublement ainsi que d'entretien ou de bricolage (diluants, solvants,...). La contamination de l'air extérieur résulte, quant à elle, des émissions du secteur résidentiel et tertiaire – chauffage au bois notamment – du trafic routier et de certaines industries telles que la pétrochimie.

Ce composé a été mesuré dans de nombreux microenvironnements intérieurs fréquentés quotidiennement par la population. C'est dans les parkings souterrains, les stations services et les habitacles de voitures aux heures de pointe que les niveaux sont les plus élevés. Pour autant, leur contribution à l'exposition globale reste minoritaire lorsque ces teneurs sont pondérées par le temps passé dans ces environnements.

Compte tenu des connaissances actuelles sur les effets sur la santé de cet hydrocarbure, l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (AFSSET) a proposé quatre valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI) ; trois relatives aux effets non cancérogènes du benzène et correspondant à des durées d'exposition différentes, et une pour les effets cancérogènes pour une exposition sur le long terme.

Pour les effets hématologiques non cancérogènes les valeurs sont modulées selon la durée d'exposition :

- 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée d'exposition supérieure à un an (VGAI long terme),
- 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur un an (VGAI intermédiaire),
- 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 14 jours (VGAI court terme).

Pour les effets hématologiques cancérogènes,

- 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée d'exposition vie entière correspondant à un excès de risque de 10^{-5}
- 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée d'exposition vie entière correspondant à un excès de risque de 10^{-6} .

Ces valeurs guides sont des objectifs à atteindre mais ne sont pas des « valeurs de gestion » : elles n'ont pas été construites pour indiquer un ou des seuils de concentration à partir desquels des actions de protection de la santé doivent être mises en place. C'est pourquoi la direction générale de la santé (DGS) a demandé au Haut Conseil de la santé publique (HCSP) de déterminer des **valeurs repères d'aide à la gestion** pour différents polluants de l'air intérieur, dont le benzène. Ces valeurs sont nécessaires, d'une part pour fixer dès maintenant des niveaux à ne pas dépasser dans les bâtiments neufs ou rénovés, et d'autre part pour engager des actions correctives dans les bâtiments existants, avec une modulation de ces actions et de leur délai de mise en œuvre en fonction des concentrations mesurées.

S'agissant des niveaux d'exposition des populations, les données de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) montrent que 50 % des logements français dépassent la teneur de $2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et 10 % sont au-dessus de $5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les niveaux mesurés à l'extérieur des habitats sont en valeur médiane inférieurs à $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ avec un percentile 90 égal à $2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces données sont en accord avec celles des réseaux de surveillance de la qualité de l'air qui, en moyenne sur le territoire français, ont enregistré en 2008 des concentrations annuelles proches de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur les stations urbaines et périurbaines de fond, et voisines de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur les stations de proximité automobile.

En ce qui concerne les émissions, le Plan national santé environnement 2 (PNSE2) affiche un objectif de réduction de 30 % des concentrations ambiantes de six polluants prioritaires dont le benzène, ce qui devrait contribuer à améliorer la situation dans les prochaines années, au moins au niveau des émissions des sources fixes. En milieu intérieur, le projet de loi du Grenelle de l'environnement prévoit l'interdiction des substances cancérigènes, mutagènes et toxiques pour la reproduction (CMR) de catégories 1 et 2 dans les matériaux et produits de construction (et par la suite dans les produits de décoration).

Dans ce contexte, considérant que l'effet cancérigène du benzène est l'effet critique à retenir pour l'établissement des valeurs repères, le HCSP propose de fixer trois valeurs pour les expositions chroniques sur le long terme :

- **$2 \mu\text{g}/\text{m}^3$** comme **valeur cible** à atteindre en 5 ans dans tous les espaces clos habités ou accueillant du public. Des teneurs inférieures ou égales témoignent d'une bonne qualité d'air vis-à-vis de ce polluant. Il faut cependant garder à l'esprit que le benzène est un cancérigène sans seuil d'innocuité et qu'en conséquence l'objectif doit toujours être de réduire les concentrations à un niveau aussi bas que raisonnablement possible (principe ALARA¹).
- **$5 \mu\text{g}/\text{m}^3$** comme **valeur repère de qualité d'air** en dessous de laquelle aucune action corrective spécifique n'est préconisée aujourd'hui. A partir de 2012, cette valeur repère évoluera avec une pente de décroissance de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par an jusqu'à la valeur cible qui devra donc être atteinte en 2015.

Lorsque les teneurs extérieures sont supérieures à $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la valeur repère de qualité d'air intérieur reste fixée à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ avec une pente de décroissance de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par an jusqu'à atteindre la valeur extérieure.

Au-delà de cette valeur repère de qualité d'air intérieur, il est nécessaire d'identifier les sources intérieures en cause afin d'engager les actions appropriées de réduction des émissions (notamment, dans l'habitat, les sources de combustion et le tabagisme) ou, à défaut, d'instaurer des procédures de ventilation des locaux de nature à diminuer les niveaux intérieurs. Une évaluation de la contribution extérieure est aussi à réaliser.

Dans le cas exceptionnel où la teneur extérieure est supérieure à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la valeur repère dans les espaces clos ne peut être en général respectée ; on veillera alors à diminuer les teneurs intérieures en benzène à un niveau aussi bas que le permet cette concentration extérieure en agissant sur les sources intérieures additionnelles et la ventilation.

- **$10 \mu\text{g}/\text{m}^3$** doit être considéré comme une **valeur d'action rapide** au-delà de laquelle les sources en cause doivent être identifiées et neutralisées dans le but de ramener les teneurs intérieures en dessous de la valeur repère, soit $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2012. Un délai de mise en conformité de quelques semaines à quelques mois est accordé du fait qu'il s'agit de protéger non d'un effet aigu mais d'un effet à long terme.

¹ ALARA : As Low As Reasonably Achievable.

Dans le cas des bâtiments neufs livrés à partir de 2012, ceux-ci devront présenter des teneurs en benzène inférieures à **2 µg/m³** avant livraison aux occupants. Il en est de même pour ceux faisant l'objet d'opérations de rénovation de grande ampleur. A cette fin, les architectes et les maîtres d'œuvre doivent à la fois agir sur les sources intérieures au bâtiment et veiller à s'affranchir de l'influence des émissions extérieures locales par un positionnement adéquat du bâtiment et des entrées d'air.

Il n'existe pas de travaux, actuellement, évoquant de façon convaincante un risque unitaire plus élevé du benzène chez les enfants par rapport aux adultes. Si la littérature et les bases de données sur le risque unitaire produisaient un jour une valeur toxicologique de référence (VTR) distincte chez l'enfant, le Haut Conseil de la santé publique serait amené à reconsidérer les valeurs repères de qualité de l'air intérieur pour les espaces accueillant des enfants (crèches, écoles). Il est donc nécessaire de rester vigilant sur ce point.

Glossaire

AASQA	Association agréée de surveillance de la qualité de l'air
ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AFSSET	Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail
Airnormand	AASQA de la région Haute-Normandie
AIRPL	AASQA de la région Pays de la Loire
ALARA	As Low As Reasonably Achievable
ASPA	Association de surveillance de la pollution en Alsace
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CITEPA	Centre interprofessionnel d'études de la pollution atmosphérique
CMR	Cancérogène, mutagène ou reprotoxique
COMEAP	Committee on the Medical Effects of Air Pollutants
COPARLY	AASQA de la région lyonnaise
CSHPF	Conseil supérieur d'hygiène publique de France
CSRE	Commission spécialisée risques liés à l'environnement
DGS	Direction générale de la santé
ERU	Excès de risque unitaire
ERP	Etablissement recevant du public
HCSP	Haut Conseil de la santé publique
IARC	International Agency for Research on Cancer
INDEX	Critical Appraisal of the Setting and Implementation on INDoor Exposure Limits in European Union
INRS	Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles
IPCS	International Program on Chemical Safety
IRIS	Integrated Risk Information System

LCPP	Laboratoire central de la préfecture de police
LCSQA	Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air
LHVP	Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
MEEDDM	Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment
OQAI	Observatoire de la qualité de l'air intérieur
OMS	Organisation mondiale de la santé
ORAMIP	AASQA de la région Midi-Pyrénées
PNSE2	Plan national santé environnement 2
PRIMEQUAL	Programme de recherche interorganisme pour une meilleure qualité de l'Air à l'échelle locale
QAI	Qualité de l'air intérieur
QUALITAIR	AASQA de la région niçoise
RATP	Régie autonome des transports parisiens
RIVM	National Institute for Public Health and the Environment (Netherlands)
TDH	Texas Department of Health
US-EPA	United States – Environmental Protection Agency
VAR	Valeur repère d'action rapide
VGAI	Valeur guide d'air intérieur
VLCT	Valeur limite d'exposition court terme
VLEP	Valeur limite d'exposition professionnelle
VR	Valeur repère
VTR	Valeur toxicologique de référence

Table des matières

1	Introduction et problématique	9
2	Généralités sur le benzène et ses sources dans les lieux clos.....	9
3	Distribution des niveaux d'exposition.....	10
3.1	Différents milieux intérieurs	10
3.1.1	Dans l'habitat.....	10
3.1.2	Dans les locaux scolaires et pré-scolaires.....	11
3.1.3	Dans les bureaux.....	13
3.1.4	Dans divers autres environnements clos.....	14
3.2	Moyens de transport	15
3.2.1	Dans les transports collectifs	15
3.2.2	Dans les véhicules particuliers	16
3.2.3	Dans les différents modes de locomotion.....	16
3.3	Niveaux extérieurs	16
3.4	Bilan sur l'exposition de la population générale.....	17
4	Effets sur la santé.....	18
4.1	Métabolisme.....	18
4.2	Effets non cancérogènes	19
4.3	Effets reprotoxiques	20
4.4	Effets immunotoxiques	20
4.5	Effets cancérogènes.....	21
4.6	Existence de populations vulnérables.....	21
5	Valeurs guides et réglementaires existantes.....	22
5.1	Valeurs guides de qualité d'air intérieur de l'Afsset relatives au benzène.....	22
5.2	Valeurs d'organismes internationaux ou en vigueur dans d'autres pays.....	23
5.2.1	Valeurs guides long terme issues d'instances supranationales	23
5.2.2	Valeurs guides long terme prises à l'échelle nationale.....	23
6	Valeurs limites d'exposition professionnelle en France (VLEP).....	24
7	Dispositions réglementaires	25
7.1	En relation avec la qualité de l'air extérieur	25
7.1.1	Réglementation dans les essences	25
7.1.2	Réglementation dans l'air ambiant	25
7.2	En relation avec les sources intérieures.....	25
7.2.1	Le tabagisme	25
7.2.2	Les produits de construction et de décoration	25
8	Proposition de valeurs pour l'air des espaces clos par le HCSP.....	26
8.1	Valeur cible	26
8.2	Valeur repère de qualité d'air (VR).....	27
8.3	Valeur d'action rapide (VAR)	28
8.4	Proposition de stratégie de mesure.....	29
8.5	Bilan général sur les valeurs (cible, repère et d'action).....	29
8.6	Cas des immeubles neufs	29
9	Bibliographie.....	31

1 Introduction et problématique

Le principe de surveillance de la qualité de l'air intérieur (QAI) dans les lieux clos ouverts au public a été décidé au terme du Grenelle de l'environnement. L'engagement n° 52 a prévu la mise en place de systèmes de mesure et d'information sur la qualité de l'air intérieur dans les établissements recevant un public nombreux ou vulnérable (enfants, personnes âgées,...), et dans tous les établissements recevant du public (gares, aéroports, métro,...).

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le benzène cancérigène certain pour l'homme (catégorie 1). Ce composé est également classé cancérigène, mutagène et toxique pour la reproduction de catégorie 1 (CMR1) dans la classification européenne depuis plus de vingt ans. A ce titre, il est donc soumis à d'importantes restrictions d'usage.

L'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (Afsset) travaille depuis 2004 à l'élaboration de valeurs guides d'air intérieur (VGAI) et le benzène a été le troisième polluant considéré [Afsset, 2008] après le formaldéhyde et le monoxyde de carbone. Ces valeurs sont des objectifs à atteindre mais ne sont pas des « valeurs de gestion » : elles n'ont pas été construites pour indiquer un ou des seuils de concentration à partir desquels des actions de protection de la santé doivent être mises en place. C'est pourquoi la direction générale de la santé (DGS) a demandé au Haut Conseil de la santé publique (HCSP) de déterminer des **valeurs repères d'aide à la gestion** pour différents polluants de l'air intérieur, dont le benzène. Ces valeurs sont nécessaires, d'une part pour fixer dès maintenant des niveaux à ne pas dépasser dans les bâtiments neufs ou rénovés, et d'autre part pour engager des actions correctives dans les bâtiments existants, avec une modulation de ces actions et de leur délai de mise en œuvre en fonction des concentrations mesurées.

2 Généralités sur le benzène et ses sources dans les lieux clos

Le benzène est un hydrocarbure aromatique monocyclique dont la formule moléculaire est C_6H_6 (poids moléculaire $M = 78 \text{ g/mole}$)². A température ambiante, c'est un liquide incolore, inflammable dont l'odeur est douce et sucrée.

Industriellement, le benzène est produit lors des opérations de raffinage du pétrole. Sa production en France est de l'ordre de 700 000 tonnes par an. Au niveau industriel, il sera très difficile de substituer complètement le benzène qui est utilisé comme molécule de base pour développer différentes substances entrant dans un très grand nombre de produits et notamment dans de nombreux médicaments.

Les données du CITEPA montrent que dans l'air extérieur, en 2008, le principal émetteur de benzène est le secteur résidentiel et tertiaire (74,7 %) en raison notamment de la combustion du bois, suivi par le transport routier (15,2 %). Les émissions de benzène ont baissé d'environ 49 % entre 2000 et 2008. La décroissance est plus marquée pour le secteur du transport routier (65 %) que pour le résidentiel et tertiaire (46 %) [CITEPA, 2010].

Dans les lieux clos, le benzène résulte à la fois des sources intérieures et du transfert de la pollution atmosphérique extérieure dont la contribution est notable dans les agglomérations et en zone industrielle. Les principales sources intérieures sont essentiellement :

² La conversion entre ppm et unités massiques pour ce composé est : $1 \text{ ppm} = 3,25 \text{ mg/m}^3 = 3\,250 \text{ }\mu\text{g/m}^3$

1. les combustions domestiques pour la cuisson des aliments et le chauffage des locaux ainsi que les cheminées d'agrément (combustion du bois) ;
2. le tabagisme et la combustion d'encens.

On ne peut exclure totalement une contribution des produits de construction, de décoration, d'ameublement et d'entretien ou de bricolage (diluants, solvants,...) mais celle-ci devrait normalement être faible en raison de la réglementation très restrictive qui s'applique à ce composé. En effet, le benzène est classé CMR 1 et il ne peut normalement pas se trouver dans les produits d'entretien à des concentrations supérieures à 0,1 %. Il ne doit pas entrer dans la composition des produits de construction, de décoration et d'ameublement mais un contact de ces produits avec le benzène ne peut être totalement exclu au cours du processus de production, de stockage ou de transport.

A l'extérieur, les niveaux de pollution sont d'autant plus élevés que le bâtiment est situé en proximité immédiate du trafic routier ou en zone industrielle, par exemple au voisinage de raffineries ou d'usines utilisant le benzène comme matière première.

3 Distribution des niveaux d'exposition

3.1 Différents milieux intérieurs

3.1.1 Dans l'habitat

Le benzène a été mesuré au cours de la campagne nationale logements de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur [OQAI, 2006] menée de 2003 à 2005 dans plus de 550 habitats sélectionnés selon un processus aléatoire sur l'ensemble du territoire métropolitain. Les résultats de mesure des concentrations de benzène portent exactement sur 541 logements et 139 garages attenants. On rappelle que le capteur était localisé dans la chambre principale du logement.

Dans un contexte différent, le service « santé publique et environnement » de l'université Paris V et la direction de l'action sociale de l'enfance et de la santé de la mairie de Paris ont entrepris en 2003 le suivi d'une cohorte de plus de 4 000 nouveau-nés franciliens. L'environnement domestique de 206 de ces nouveau-nés a été caractérisé aux plans chimique et microbiologique par des mesures de contaminants dans leur habitat [Dassonville, 2006].

Concentrations de benzène en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Logements français OQAI (n=541)	Extérieur des logements français OQAI (n= 517)	Logements de nouveau-nés franciliens (n=695 dans 206 habitats)
Minimum	<0,4	<0,4	0,1
Percentile 25	1,4	<1,1	1,4
Médiane	2,1	<1,1	1,9
Percentile 75	3,3	1,6	2,5
Percentile 90	5,7	2,2	4,2
Maximum	22,8	7,0	14,1

Tableau I : distribution des concentrations de benzène dans les logements en France métropolitaine (campagne OQAI) et en Ile-de-France (données université Paris-Descartes).

Le tableau I présente les résultats correspondant à ces deux études. Il s'agit de la distribution des valeurs moyennes sur 7 jours mesurées par des capteurs à diffusion passive ; les conditions de prélèvement et d'analyse sont identiques.

Les résultats des deux séries de mesures sont très proches avec cependant une distribution un peu plus étendue dans le cas de la campagne nationale logements de l'OQAI.

Dans les logements de la campagne de l'OQAI, 139 d'entre eux possédaient un garage attenant. Dans ces garages, les niveaux de benzène sont plus élevés puisque la valeur médiane est de $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, le percentile 90 de $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et la valeur maximale de $30,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Afin d'apprécier la part des sources de combustion domestiques, du tabagisme et du garage attenant et communicant dans l'exposition au benzène dans le logement, les distributions des teneurs dans différentes sous-catégories de logements ont été calculées. Elles montrent une diminution du percentile 75 pour les logements sans fumeur ou sans garage alors que l'influence des combustions domestiques semble moindre (tableau II).

	Ensemble des logements	Logements sans fumeur	Logements sans garage	Logements sans combustion domestique	Logements non-fumeur sans combustion domestique ni garage
n	541	341	394	105	68
min	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
p25	1,4	1,3	1,3	1,5	1,3
P50	2,1	1,9	1,9	2,2	2,0
P75	3,3	2,8	2,8	3,2	3,0
max	22,8	17,6	22,8	10,8	10,7

Tableau II : distribution des teneurs en benzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) selon la présence ou l'absence de sources liées à la combustion.

Si, sur l'ensemble des données, on soustrait la valeur extérieure, seules 8 valeurs excèdent $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et 35 dépassent la valeur de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur un total de 504 couples de données intérieures et extérieures valides. Les percentiles 75 et 95 sont alors respectivement de 1,8 et $5,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.1.2 Dans les locaux scolaires et pré-scolaires

En France, le benzène a été sensiblement moins étudié dans les établissements scolaires et les locaux de la petite enfance qu'un polluant tel que le formaldéhyde.

Les premiers résultats sur un nombre assez conséquent de lieux portent sur 65 crèches parisiennes, entre 1999 et 2001 [Domsic, 2001, 2002]. La médiane des teneurs dans les salles fréquentées par les enfants était de $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lors de la première campagne (n= 50, maximum $7,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et de $2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lors de la seconde campagne (n= 15, maximum $5,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Dans l'étude pilote de l'OQAI [OQAI, 2002], neuf écoles ont été investiguées entre mars et juillet 2001 dans trois zones géographiques : Strasbourg, Aix-Marseille et Nord-Pas-de-Calais. Le benzène a été mesuré sur une semaine par un capteur à diffusion passive ; les niveaux mesurés sont restés inférieurs à $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et le ratio entre les concentrations intérieure et extérieure (Cint/Cext) était égal à 1.

A Paris, au début de l'année 2008, le Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris (LHVP) et le service « santé publique et environnement » de l'université Paris V ont engagé une campagne de mesure de la qualité de l'air dans les 28 crèches parisiennes fréquentées par les enfants inclus dans la cohorte de nouveau-nés et qui ont bénéficié de mesures dans leur domicile. Le benzène a été mesuré à deux saisons différentes sur des périodes de 4,5 jours (du lundi au vendredi) pour couvrir les jours de présence des enfants [LHVP, 2009].

Concentrations de benzène en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Crèches de la ville de Paris (n=26), 2008
Minimum	0,8
Médiane	1,8
Maximum	3,8

Tableau III : distribution des concentrations en benzène dans les crèches à Paris (moyenne des deux prélèvements)

Les teneurs moyenne et médiane en benzène mesurées sont très proches, respectivement 1,9 et 1,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, avec une distribution des niveaux qui va de 0,8 à 3,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, en considérant la valeur moyenne des deux prélèvements (Tableau III). Les teneurs extérieures correspondantes sont les valeurs extrêmes mesurées pendant l'étude, respectivement 0,7 et 3,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

En moyenne, les niveaux intérieurs sont légèrement supérieurs à ceux de l'extérieur. Il existe une forte corrélation entre les niveaux de benzène à l'intérieur des crèches et les niveaux extérieurs ($r = 0,81$, $n = 28$) ; le niveau intérieur est expliqué à 91 % par celui mesuré à l'extérieur immédiat. Seule une crèche a présenté un niveau de benzène significativement supérieur à celui de l'extérieur soit 3,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ versus 1,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cet excédent de benzène était lié à la présence d'un parking souterrain communiquant par un escalier avec l'immeuble qui abritait la crèche sur une partie du rez-de-chaussée.

Au cours de ces dernières années, des associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA) ont également réalisé des mesures de composés organiques volatils, dont le benzène, dans différents établissements scolaires ; ce fut le cas par exemple en Alsace, en région Lyonnaise et à Nantes.

En Alsace, l'ASPA a procédé, en 2005, à une campagne de mesure de la qualité de l'air dans 14 groupes scolaires de Mulhouse prenant en compte, entre autres indicateurs de pollution, le benzène [ASPA, 2005]. Les résultats montrent que, sur deux semaines de mesures, la teneur moyenne intérieure est de 2,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ avec un maximum à 4,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les valeurs extérieures n'ont été mesurées que sur une semaine et montrent des teneurs légèrement plus élevées (3,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne, 4,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en teneur maximale).

Plus récemment, en 2008 et 2009, plusieurs campagnes se sont succédées dans des écoles primaires [ASPA, 2009a, 2009b, 2009c]. Les résultats concernant le benzène sont résumés dans le tableau IV.

Dans tous les cas, il s'agit de mesures intégrées sur la semaine scolaire (du lundi au vendredi) en utilisant des capteurs passifs.

Des mesures de même type ont également été réalisées dans un lycée agricole à Wintzenheim à deux reprises, du 18 au 20 juin 2008 puis du 30 août au 1^{er} septembre 2009 [ASPA, 2008a, 2009d].

Au cours de la première campagne, deux salles ont été instrumentées et les niveaux mesurés sont l'un de 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et l'autre de 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dans la seconde campagne à l'automne 2009, les niveaux dans trois salles étaient 1,8, 2,1 et enfin 5,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans la salle précédemment à 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dans ces différentes études, il n'est pas fait état de mesures extérieures permettant d'évaluer le ratio Cint/Cext.

Ecole primaire	Date des mesures	Niveaux en $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Jules Verne à Staffelfelden (4 classes)	juin 2009	0,7 / 0,8 / 1,0 / 1,1
Pierre Curie à Erstein (1 classe)	novembre 2008	1,7
Ecole de Zimmersheim (salle de sport)	Juin 2009	0,6

Tableau IV : niveaux de benzène enregistrés dans trois écoles de la région Alsace

A Mions, dans l'agglomération lyonnaise, trois salles de classe ont été instrumentées au cours de six semaines couvrant l'année scolaire 2007-2008 [COPARLY, 2009]. Les concentrations de benzène les plus élevées (entre 3 et 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sont observées en hiver (janvier et février), les plus faibles correspondent aux mesures du mois de mai 2008. En moyenne sur l'ensemble des campagnes, les teneurs sont inférieures à 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans toutes les salles de classe. Dans cette étude, les niveaux relevés à l'intérieur sont proches de ceux de l'extérieur (moyennes de plusieurs stations du réseau régional de surveillance de la qualité de l'air COPARLY) et évoluent de manière semblable.

A Nantes, de septembre 2008 à juillet 2009, l'association Air Pays de la Loire, en charge de la surveillance de la qualité de l'air dans cette région, a mis en oeuvre une campagne de suivi de la qualité de l'air dans deux établissements d'enseignement, un lycée et une école élémentaire [AIRPL, 2009a]. Au total 34 semaines de prélèvements par capteurs à diffusion passive ont été analysées. La concentration moyenne en benzène a été de 0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au lycée et à l'école élémentaire. Ces valeurs sont très proches de celles de l'extérieur qui s'élèvent respectivement à 1 et 0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les teneurs maximales intérieures ne dépassent que légèrement la valeur de 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.1.3 Dans les bureaux

A Paris, une évaluation de l'exposition aux hydrocarbures aromatiques monocycliques au sein d'une population du secteur tertiaire d'une direction de la mairie de Paris a été menée en 2000-2001 par le LHVP et la faculté des sciences pharmaceutiques de l'université Paris Descartes [Dusséaux, 2001]. A cette occasion, des mesurages dans les bureaux des fonctionnaires municipaux suivis dans cette étude ont été réalisés grâce à des prélèvements actifs pendant la journée de travail, soit environ 8 heures. La médiane des concentrations intérieures en benzène dans 93 bureaux (une mesure par bureau) était de 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (minimum 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et maximum 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

A Poitiers, une mesure de la qualité de l'air dans les bureaux de la mairie de Poitiers a été effectuée à l'automne 2009 par l'association ATMO Poitou-Charentes [ATMO Poitou-Charentes, 2009]. Il s'agissait de comparer deux bureaux dont l'un avait été récemment rénové et ainsi éventuellement mettre en évidence l'impact des matériaux utilisés pour cette rénovation. S'agissant du benzène, les niveaux hebdomadaires étaient de 1,8 et 1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans le bureau non rénové et de 1,6 et 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ celui récemment rénové.

Les auteurs de ce rapport ont également rassemblé les mesures réalisées de 2005 à 2009 par les différentes AASQA en France (tableau V).

Bureaux	Périodes	Niveaux mesurés en $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Communauté d'agglomérations de la Rochelle	Avril-mai 2007	0,9 - 1
Cité administrative Colmar	Mai-juin 2007	1
Mairie de Wittelsheim	Juillet 2008	1
Maison commune Gaillac	Décembre 2005-janvier 2006	1,7 - 2,3
Agglomération de Mulhouse	Février-avril 2005	0,2 - 4,1
Salle d'archives de Fort-de-France	Septembre 2009	2,4
Communauté d'agglomérations de Béthune	Juillet-août 2007	0,6 - 1,1

Tableau V : synthèse des mesures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) réalisées dans des bureaux de bâtiments publics par les AASQA.

3.1.4 Dans divers autres environnements clos

- **Gymnases**

Le Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris (LHVP) a mesuré les concentrations en benzène au moyen de capteurs passifs (exposés 6 jours) dans 13 gymnases parisiens bénéficiant d'une ventilation mécanique, entre juin 2002 et juin 2003 [Le Moullec, 2004]. Une concentration moyenne de 2,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été mesurée (1 à 2 mesures par gymnase, soit un total de 17 points de mesure intérieurs) avec une valeur maximale à 3,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

- **Halls de gares**

Des mesures ont été réalisées dans les halls des gares lilloises (Lille Flandres et Lille Europe) par l'AASQA ATMO Nord-Pas-de-Calais au cours de l'hiver 2005-2006 [ATMO-NPC, 2006]. Sur les 8 semaines de mesure, la concentration moyenne était de 2,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (minimum 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, maximum 4,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Une autre campagne de mesure, effectuée en avril 2008 par l'ASPA, a concerné l'air sous la verrière de la gare de Strasbourg [ASPA, 2008b]. Les teneurs en benzène dans la gare étaient, pour les deux semaines, proches de 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et sont globalement comparables à celles observées sur la station de proximité du trafic implantée boulevard Clemenceau à Strasbourg.

- **Halls d'aéroports**

Les halls d'aéroport ont fait l'objet de campagnes de mesures de qualité de l'air réalisées en général par les AASQA [AIRAQ, 2004 ; QUALITAIR, 2006, AIRPL, 2009b]. Le tableau VI montre les résultats des mesures correspondant aux aéroports de Bordeaux et Nice et Nantes.

S'agissant des mesures dans l'aérogare de Nantes, les valeurs extérieures correspondantes sont en moyenne de $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (maximum $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) elles-mêmes très proches des teneurs relevées sur les sites de mesures de l'agglomération (moyenne $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, maximum $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Aérogare	Période de mesure	Benzène Valeur moyenne	Benzène Valeur maximale
Bordeaux -11 points	Hiver 2004-2005	$2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Nice – 6 points	Hiver 2001-2002	$3 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$
	Eté 2002	$1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$
	Hiver 2003	$2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Nantes (4 points)	Automne 2009	$0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Tableau VI : Teneurs moyennes et maximales observées dans les halls des aéroports de Bordeaux, Nice et Nantes

- **Parcs de stationnement couverts**

Dans le cadre d'une saisine de l'Afset relative aux parcs de stationnement couverts, le Laboratoire central de la préfecture de Police (LCPP) a procédé à des mesures de benzène dans trois parkings souterrains parisiens réservés aux voitures particulières [Afsset, 2007a]. Les prélèvements par tubes passifs exposés une semaine donnent des concentrations allant de $8,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une moyenne de $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les 9 tubes exposés. Les prélèvements actifs sur des tubes Carbotrap pendant 30 minutes et des tubes de charbon actif pendant 8 heures, fournissent respectivement des concentrations de $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $91 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour 10 points de mesures) et de $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $58 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour 6 points de mesure).

3.2 Moyens de transport

3.2.1 Dans les transports collectifs

Suite aux avis du Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) de 2001 et 2003, les préfets des différents départements dont une agglomération possédait un système de transport ferroviaire souterrain ont demandé que soient effectuées des mesures de qualité d'air dans ces enceintes souterraines.

C'est ainsi que les associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA) de Bretagne, et de Midi-Pyrénées ont mesuré les concentrations en benzène respectivement dans les métros de Rennes et de Toulouse.

A Rennes [Air Breizh, 2005], les mesures ont été réalisées par échantillonnage passif (quatre prélèvements par point de mesure pour chaque période) durant une campagne d'été (juillet-août 2004) et une campagne d'hiver (janvier-février 2005). La moyenne des concentrations toutes saisons confondues était de $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les stations (maximum $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les rames (maximum $2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

A Toulouse [ORAMIP, 2005], les mesures ont été réalisées en 2004 (campagne estivale) et 2005 (campagne hivernale). Les concentrations quart-horaires dans les rames étaient toutes

inférieures à $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dans les stations, les concentrations moyennes sur 15 jours s'échelonnaient de $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.2.2 Dans les véhicules particuliers

Airparif a réalisé des mesures de benzène au moyen de tubes passifs disposés sur la banquette arrière de 9 voitures ayant effectué un trajet identique à Paris et en proche banlieue, un dimanche puis un lundi [Airparif, 2007]. Les niveaux moyens mesurés à l'intérieur de l'habitacle lors de ces deux journées étaient compris entre 8 et $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'ensemble des véhicules. A l'arrêt, les niveaux moyens de benzène mesurés à l'intérieur des voitures pendant une nuit étaient compris entre $1,4$ et $11,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.2.3 Dans les différents modes de locomotion

Dans le cadre du programme Primequal, le LHVP, le LCPP et la RATP ont mené, avec le soutien de l'Ademe, une étude visant à établir les niveaux d'exposition auxquels sont soumis les franciliens lorsqu'ils se déplacent en région parisienne entre domicile et lieu de travail, aux heures de pointe, en utilisant différents modes de locomotion [Ravelomanantsoa, 2010]. Tous modes de déplacement confondus, 20 types de trajets domicile-travail ont été retenus. Les mesures d'exposition ont été réalisées, en période hivernale, les prélèvements du soir, correspondant au parcours du lieu de travail vers le domicile, ont été cumulés avec ceux du lendemain matin sur le parcours inverse. La durée des trajets a été fixée à une heure dans chaque sens de façon à simuler de façon réaliste l'exposition des franciliens. Chaque trajet a été parcouru 15 fois dans chaque sens conduisant globalement à près de 300 résultats par polluant. Plusieurs indicateurs de pollution ont été suivis. S'agissant du benzène, les valeurs médianes évoluent de $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le piéton dans le quartier du Forum des Halles et pour l'usager du RER A, à $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'occupant du véhicule particulier sur le boulevard périphérique. Les teneurs les plus élevées (entre 10 et $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sont obtenues dans l'habitacle des véhicules.

3.3 Niveaux extérieurs

Le benzène est un polluant réglementé au niveau français et européen et qui en conséquence fait l'objet d'une surveillance par les associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA).

Dans le bilan de la qualité de l'air en France en 2008 édité par le ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer [MEEDDM, 2009], on relève les éléments suivants :

- pour des sites urbains et périurbains de fond, les concentrations moyennes sont proches de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, avec un maximum voisin de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans le département des Bouches-du-Rhône dont l'origine serait liée à une source industrielle ;
- pour des sites dits « trafic » (à proximité d'une voie de circulation), la concentration est en moyenne pour l'année 2008 très légèrement inférieure à $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cependant ces sites présentent une plus grande hétérogénéité et des niveaux proches ou légèrement supérieurs à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont encore observés.

Enfin, un site industriel, situé à Carling en Lorraine atteint la valeur limite de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ce bilan montre qu'entre 2000 et 2008, les concentrations annuelles en benzène en fond urbain sont restées relativement stables, tandis qu'elles ont bien diminué en proximité de zones industrielles et des voies de circulation routière.

Ces résultats sont en accord avec ceux relevés lors de la campagne nationale logements de l'OQAI (2003-2005) puisque les niveaux mesurés à l'extérieur des habitats étaient en valeur

médiane inférieures à $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (limite de quantification pour une exposition de 7 jours) avec un percentile 90 à $2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et un maximum à $7,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [OQAI, 2006].

Des campagnes de mesures ont été effectuées par les AASQA à proximité de zones aéroportuaires de France et les résultats sont présentés dans le rapport du CSHPF (section des milieux de vie) « Qualité de l'air et aéroports » [CSHPF, 2007]. Les prélèvements ont été réalisés par capteurs passifs sur des périodes de deux semaines et les concentrations maximales en benzène observées s'échelonnent de $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Toulouse à $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Strasbourg. Des valeurs plus élevées ont été mesurées à Nice, $4,4$ et $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lors des deux campagnes hivernales sur les sites de mesure situés à proximité de la circulation automobile.

Le réseau de surveillance Airnormand a publié une campagne de mesure de benzène à proximité de la zone industrielle de Port-Jérôme, en Seine-Maritime. La campagne a été réalisée sur six périodes de mesures bi-hebdomadaires du 19 janvier au 13 avril 2007. La moyenne des teneurs relevées est de $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (valeurs médiane $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, minimale $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et maximale $18,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [AIRNORMAND, 2007]. Cette même étude rapporte les concentrations maximales enregistrées, en périodes hivernales au cours de différentes campagnes de mesures réalisées en zone habitées à proximité de sites industriels émetteurs. Il s'agit de teneurs intégrées sur une période de deux semaines. Les niveaux les plus élevés ($10,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ont été enregistrés autour de la zone pétrochimique de l'étang de Berre, puis autour de celle de Feyzin ($7,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) au sud de Lyon et enfin du Havre (de $5,1$ à $5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). A Donges et à Fos-sur-mer les niveaux sont plus faibles, respectivement $1,7$ et $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Par ailleurs, le rapport du Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air (LCSQA) de novembre 2005 [LCSQA, 2005] mentionne quelques mesures à proximité de stations-service pour lesquelles les teneurs relevées vont de $1,8$ à $5,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Une étude a été aussi menée la même année, par les compagnies pétrolières et la grande distribution, sur les concentrations de benzène mesurées dans l'air ambiant en périphérie de stations-service, à la demande du ministère chargé de l'écologie. Les concentrations en benzène mesurées en limite de propriété traduisent le niveau de concentration maximum auquel peut être exposé le voisinage du fait de la présence de la station-service. Les niveaux moyens sont de $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (maximum $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) hors agglomération, $2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (maximum $4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pour les stations-service urbaines et $8,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (maximum $30,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pour celles confinées et sous immeuble [UFIP, 2006].

3.4.3 Ratio des concentrations entre l'intérieur et l'extérieur

Dans le cas de la campagne nationale de l'OQAI dans les logements en France métropolitaine entre 2003 et 2005, le ratio Cint/Cext est le plus souvent supérieur à l'unité, ce qui montre la présence de sources intérieures dans les logements. Les écarts de concentration entre intérieur et extérieur restent cependant en général peu élevés du fait d'une contribution non négligeable des émissions extérieures du trafic automobile et/ou de sources industrielles.

3.4 Bilan sur l'exposition de la population générale

L'inhalation est de loin la voie principale d'exposition de la population générale. On estime que plus de 90 % de l'exposition résulte de l'inhalation.

Une étude réalisée de janvier 2000 à juin 2001 auprès d'une centaine d'adultes franciliens travaillant dans le secteur tertiaire d'une direction de la mairie de Paris a permis d'évaluer les parts contributives des différents environnements intérieurs à l'exposition par inhalation au benzène [Dusséaux, 2001]. Chez cette population, l'exposition au benzène est attribuable à 50 % au domicile, à 32 % au lieu de travail et à 18 % aux déplacements domicile-travail ;

l'ensemble de ces trois lieux de séjour contribue pour 96 % à l'exposition personnelle au benzène mesurée simultanément par un capteur portatif.

Les valeurs repères d'aide à la gestion proposées dans ce rapport ne concerneront que l'inhalation.

Les situations à prendre en compte devraient si possible couvrir à la fois :

- Les expositions de longue durée dans différents environnements intérieurs (logements, écoles, crèches,...) en relation avec des émissions continues provenant des combustions domestiques, du tabagisme passif, de produits d'entretien, de matériaux de construction ou de l'ameublement ;
- Les expositions de plus courte durée (de quelques minutes à quelques heures), isolées ou répétées et correspondant à des opérations de remplissage de réservoir de véhicule, de fréquentation de parking ou des déplacements en milieu urbain dense. *Cependant, il n'existe pas actuellement de valeur guide correspondant à ces durées d'exposition et le HCSP ne fera donc pas de proposition de valeur repère sur ces durées d'exposition.*

4 Effets sur la santé

L'ensemble des informations et des données toxicologiques provient de monographies publiées par des organismes reconnus pour la qualité scientifique de leurs documents (ATSDR, 2007 ; US EPA, 2002 ; OMS IPCS, 2000 ; IARC, 1987). Ces données présentées dans le rapport d'expertise de l'Afsset sur les VGAI relatives au benzène [Afsset, 2008] sont synthétisées ci-dessous.

4.1 Métabolisme

Les études menées chez l'homme sont nombreuses et bien détaillées. La voie d'exposition principale pour le benzène est l'inhalation. Cinquante pour cent de la quantité inhalée sont absorbés [Nomiyama et Nomiyama, 1974 ; Pekari *et al.*, 1992]. Le benzène est également facilement absorbé par voie digestive. Quant à l'absorption cutanée, elle demeure une source secondaire d'exposition en milieu professionnel (0,4 mg/cm²/h) [Maibach et Anjo, 1981].

Le benzène est rapidement distribué *via* le sang à l'ensemble de l'organisme. Du fait de sa grande lipophilie, les concentrations tissulaires seront plus élevées dans la moelle osseuse et dans les graisses. Il passe la barrière hémato-encéphalique et peut être trouvé dans le cerveau [Winek et Collom 1971]. Il passe également la barrière placentaire et est présent dans le sang du cordon à des quantités égales ou supérieures à celles présentes dans le sang maternel [Dowty *et al.* 1976]. Le benzène ainsi que ses métabolites forment des adduits covalents avec les protéines du sang [Bechtold *et al.* 1992 ; Rappaport *et al.* 2002a, 2002b ; Travis et Bowers, 1989].

Son élimination sous une forme inchangée est faible dans les urines (1 %). Dans l'air expiré, elle est variable (de 10 à 50 %) selon l'activité physique et l'importance du tissu adipeux.

Le métabolisme du benzène a été beaucoup étudié, mais les étapes conduisant à la toxicité du benzène ne sont pas encore complètement comprises. Il est métabolisé essentiellement dans le foie, mais aussi dans d'autres tissus où il s'est fixé, notamment la moelle osseuse.

La première étape consiste en une oxydation catalysée par le cytochrome P450 2E1 (CYP2E1) conduisant à la formation du benzène-époxyde qui est en équilibre avec sa forme oxépine [Lindstrom *et al.* 1997 ; Vogel et Günther. 1967].

Plusieurs voies sont ensuite impliquées dans le métabolisme du benzène-époxyde. Elles impliquent plusieurs enzymes du métabolisme des xénobiotiques :

- la voie prédominante conduit à la formation de phénol [Jerina *et al.* 1968] qui est oxydé en catéchol ou hydroquinone puis en métabolites réactif 1,2- et 1,4-benzoquinone, respectivement [Nebert *et al.* 2002]. Le catéchol et l'hydroquinone peuvent être également convertis en 1,2,4-benzène-triol.

- le benzène-époxyde peut être transformé en benzène-dihydrodiol qui suit deux voies métaboliques : soit la réduction en catéchol (qui suivra les transformations décrites ci-dessus), soit l'ouverture en trans du cycle formant un aldéhyde, la trans-muconaldéhyde. Cet aldéhyde est alors oxydé en acide trans, trans-muconique éliminé dans les urines (demi-vie d'environ 6 heures) [Nebert *et al.* 2002 ; Snyder *et al.* 1993].

- le benzène-époxyde peut se conjuguer au glutathion pour donner l'acide S-phénylmercapturique [Nebert *et al.* 2002].

Chaque métabolite phénolique du benzène (phénol, catéchol, hydroquinone et 1,2,4- benzène-triol) peut se glucurono- ou de sulfo-conjuguer, formant les métabolites majeurs du benzène qui se retrouvent dans les urines [Sabourin *et al.* 1998 ; Wells et Nerland 1991].

Les données disponibles chez l'homme à la suite d'une exposition par inhalation au benzène ont montré que la principale voie d'élimination du benzène non métabolisé est l'exhalation. Le benzène absorbé est également excrété *via* le métabolisme du phénol et de l'acide trans, trans-muconique. Ainsi, les dérivés conjugués (sulfates et glucuronides) excrétés dans les urines peuvent être utilisés comme biomarqueurs de l'exposition au benzène [Kok et Ong, 1994 et Lagorio *et al.* 1994].

De nombreuses études ont analysé le mécanisme d'action du benzène conduisant aux effets hématotoxiques et en particulier leucémogène. Les effets du benzène sur la reproduction, le développement et sur le système nerveux n'ont pas été suffisamment étudiés en détail pour que le mécanisme d'action soit élucidé.

Il est généralement reconnu que les métabolites réactifs formés au niveau du foie sont transportés vers la moelle osseuse qui est une cible majeure de toxicité. Un métabolisme similaire à celui du foie a lieu au niveau de la moelle osseuse. Les métabolites phénoliques (phénol, hydroquinone, catéchol, 1,2,4-benzène-triol, 1,2- et 1,4-benzoquinone) apparaissent comme jouant un rôle majeur dans la toxicité du benzène. Les métabolites actifs agissent directement sur les macromolécules cellulaires conduisant, entre autre, à des altérations chromosomiques telles que des recombinaisons mitotiques, des effets clastogènes et aneugènes [Smith *et al.* 1996a, 1996b].

Aucun métabolite unique n'est impliqué et les effets observés du benzène sont certainement dus à plusieurs métabolites. Le benzène-époxyde ainsi que des adduits ont été détectés dans le sang des travailleurs exposés au benzène [Rappaport *et al.* 2002a, 2002b ; Yeowell-O'Connell *et al.* 1998].

Presque tous les métabolites non conjugués du benzène sont connus pour induire une diminution de l'érythropoïèse [Snyder et Hedli, 1996].

4.2 Effets non cancérogènes

4.2.1 Effets aigus

Chez l'homme, dès le début du 20^e siècle, des études ont rapporté des cas de décès après une exposition par inhalation massive au benzène [Hamilton, 1922 ; Cronin, 1924]. Il a été estimé

qu'une exposition à 20 000 ppm (64 980 mg/m³) de benzène pendant 5 à 10 minutes était généralement fatale et associée à une ischémie vasculaire cérébrale [Flury *et al.* 1928].

A titre indicatif, les chiffres suivants ont été donnés en 2004 par l'INRS pour les symptômes neurologiques induits par une exposition aiguë au benzène : pas d'effet à 25 ppm (81 mg/m³), céphalée et asthénie de 50 à 100 ppm (162 à 325 mg/m³), symptômes plus accentués à 500 ppm, (1 625 mg/m³) tolérance seulement pendant 30 à 60 minutes à 3 000 ppm (9 720 mg/m³), mort en 5 à 15 minutes à 20 000 ppm (64 980 mg/m³).

4.2.2 Effets sub-chroniques et chroniques

Les études humaines concernant les effets du benzène par inhalation après une exposition chronique sont nombreuses et généralement très bien documentées. Chez l'homme, la cible du benzène est le système hématopoïétique et l'atteinte de la moelle osseuse est un des premiers signes de la toxicité chronique du benzène. Les symptômes généralement observés chez l'homme sont : des pancytopenies, des thrombocytopenies, des granulopénies, des lymphopénies et des anémies aplasiques. L'anémie aplasique est un des effets hématologiques les plus sévères induit par inhalation de benzène et peut évoluer vers un syndrome myéloprolifératif puis vers une leucémie.

En plus des effets hématologiques, le benzène par inhalation peut également induire des effets musculo-squelettiques, neurologiques et oculaires.

En ce qui concerne les relations doses-effets, la plus basse « LOAEL » identifiée pour les effets liés aux expositions de l'homme au benzène, considérées comme sub-chroniques ou chroniques a été mesurée à 0,57 ppm (1 900 µg/m³) [Lan *et al.*, 2004] pour une réduction du nombre de globules blancs et de plaquettes.

4.3 Effets reprotoxiques

Les effets sur le développement ont été peu étudiés chez l'Homme mais les études les plus récentes tendent à montrer que des expositions au benzène, en présence d'autres facteurs de risque professionnels, pourraient être associées à des petits poids de naissance. Ces informations peuvent être rapprochées de l'analyse des études animales, qui indiquent que le benzène n'était pas tératogène, les seuls signes de fœtotoxicité étant la diminution du poids du fœtus chez le rat.

4.4 Effets immunotoxiques

Des effets sur le système immunitaire ont été décrits dans le cadre d'expositions professionnelles au benzène. Les salariés exposés à des concentrations de 3 à 7 ppm (10 000 à 23 000 µg/m³), ont présenté une diminution des taux sériques d'IgA et d'IgG mais les taux sériques d'IgM étaient faiblement augmentés. Des salariés exposés au benzène à des concentrations inférieures à 30 ppm (98 000 µg/m³), ont montré une augmentation de la susceptibilité aux allergies [OMS IPCS, 2000]. Une diminution des leucocytes et d'autres éléments cellulaires sanguins ont été signalés chez des salariés exposés à des concentrations variant entre 15 et 75 ppm soit entre 49 000 et 244 000 µg/m³).

Dans la cohorte Pliofilm [Ward *et al.* 1996], il est constaté chez les ouvriers une diminution du nombre absolu de lymphocytes, corrélée à une augmentation de l'exposition au benzène ; ceci suggère que l'exposition au benzène même à des niveaux inférieurs à 5 ppm (16 000 µg/m³) puisse entraîner une diminution du nombre de lymphocytes.

Rothman *et al.* (1996a, b) ont également rapporté une diminution du nombre de lymphocytes chez les salariés chinois exposés au benzène en comparaison à des salariés non exposés.

Les métabolites du benzène (hydroquinone, catéchol, benzène-quinone, 1,4-benzoquinone) provoquent de fortes altérations de la prolifération des lymphocytes T humains par inhibition des cytokines.

4.5 Effets cancérogènes

Les différentes études disponibles (*in vitro* et *in vivo*) ont mis en évidence que le benzène et ses métabolites entraînaient des aberrations chromosomiques (clastogènes et aneugènes) ainsi que des mutations géniques sur bactéries et sur cultures de cellules de mammifères. Le mécanisme d'action cancérogène du benzène est lié à ses effets génotoxiques.

Le benzène est classé par l'ensemble des instances comme cancérogène pour l'homme : groupe 1 du CIRC depuis 1987, catégorie A de l'US-EPA, et catégorie 1 de l'Union européenne.

Les études épidémiologiques ont clairement mis en évidence une relation causale entre l'exposition au benzène, ou à des solvants contenant du benzène, en milieu professionnel, et l'apparition de leucémies aiguës non lymphocytaires, particulièrement la leucémie aiguë myéloïde [US EPA, 1985 ; Hayes *et al.* 1997 ; IARC, 1987 ; US EPA (IRIS), 2002 ; Rinsky *et al.*, 2002]. D'autres études ont suggéré une association entre l'exposition au benzène et l'apparition de myélomes multiples [Rinsky *et al.* 1987].

Les résultats des études sur les lymphomes non hodgkiniens apparaissent moins clairs [Collins *et al.* 2003 ; Ireland *et al.* 1997 ; Rinsky *et al.* 2002].

4.6 Existence de populations vulnérables

Les paramètres pouvant modifier la sensibilité de la population vis-à-vis du benzène sont le patrimoine génétique, l'âge, la santé et le statut nutritionnel.

- S'agissant du patrimoine génétique, environ 5 % de la population caucasienne et de la population afro-américaine, 15 % de la population américano-mexicaine et 20 % de la population asiatique sont porteurs d'un certain allèle (NQ01*2) associé à une faible activité d'une enzyme protégeant les cellules de l'altération oxydante chez l'Homme, et conséquemment à un risque plus élevé d'intoxication au benzène [Kelsey *et al.* 1997; Smith et Zhang, 1998, Rothman *et al.* 1997]. Il en est de même pour les sujets exprimant une activité rapide du cytochrome CYP450 2E1. Les travailleurs ayant à la fois une activité enzymatique de la NQ01 négligeable et une activité rapide du CYP450 2E1 présentent un risque sept fois plus grand d'intoxication au benzène que les travailleurs ne présentant pas ce double polymorphisme.

- Des différences de susceptibilité face au benzène en fonction du sexe ont été mises en évidence chez les animaux ainsi que chez l'être humain. Pour un même scénario d'exposition, la femme métaboliserait 23 à 26 % plus de benzène que l'homme. Toutefois, la différence de susceptibilité face au benzène en fonction du sexe n'a pas été mise en évidence par les études menées chez les travailleurs.

- Les jeunes enfants devraient présenter une susceptibilité plus grande que celle des adultes face à l'inhalation de benzène car la fréquence respiratoire ainsi que le pourcentage d'absorption est plus important chez les jeunes enfants que chez les adultes. Cependant, les études disponibles chez l'homme et chez l'animal n'ont pas montré de modification de la susceptibilité en fonction de l'âge.

- Certaines personnes consommant des médicaments qui induisent une réduction de la fonction de la moelle osseuse peuvent être plus sensibles à une exposition au benzène.

- L'éthanol peut augmenter la sévérité de l'anémie, de la lymphopénie et de la réduction cellulaire de la moelle osseuse induite par le benzène et peut produire une augmentation transitoire des érythroblastes présents dans le sang périphérique ainsi que des morphologies cellulaires atypiques [Baarson *et al.* 1982]. L'effet synergique sur le système hématopoïétique entre le benzène et l'éthanol concerne particulièrement les personnes exposées au benzène et consommant de l'alcool [Nakajima *et al.* 1985].

5 Valeurs guides et réglementaires existantes

On rappelle que les **valeurs guides d'air intérieur** sont en général construites à partir de critères strictement sanitaires et indiquent les taux en dessous desquels aucun effet sur la santé n'est attendu³ sur les personnes séjournant dans les locaux concernés [Afsset, 2007b]. Elles n'ont pas de caractère contraignant et sont présentées souvent comme des objectifs à atteindre et deviennent alors des **valeurs cibles**. Dans quelques cas, les valeurs guides intègrent aussi des impératifs de gestion sans le préciser explicitement.

Les **valeurs réglementaires** sont de nature très différente puisqu'elles sont contraignantes et intègrent presque systématiquement des considérations de gestion. Dans l'air extérieur, elles existent pour de nombreux polluants, dont le benzène, sur tous les continents, alors que pour l'air intérieur aux locaux, elles sont encore peu développées, hors contexte professionnel.

5.1 Valeurs guides de qualité d'air intérieur de l'Afsset relatives au benzène

Compte tenu des connaissances actuelles, l'Afsset a proposé quatre valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI) ; trois relatives aux effets hématologiques non cancérogènes du benzène et correspondant à des durées d'exposition différentes et une pour les effets cancérogènes pour une exposition sur le long terme [Afsset, 2008].

Effets hématologiques non cancérogènes :

10 µg/m³ pour une durée d'exposition supérieure à un an (VGAI long terme)

20 µg/m³ en moyenne sur un an (VGAI intermédiaire)

30 µg/m³ en moyenne sur 14 jours (VGAI court terme)

Effets hématologiques cancérogènes :

2 µg/m³ pour une exposition vie entière correspondant à un excès de risque de 10⁻⁵

0,2 µg/m³ pour une exposition vie entière correspondant à un excès de risque de 10⁻⁶

Commentaires relatifs à ces valeurs guides

Pour les **effets non cancérogènes** avec seuil de danger, les VGAI visent à préserver la population de tout effet néfaste lié à l'exposition à cette substance. Leur respect ne garantit néanmoins pas l'absence absolue d'effet à des concentrations inférieures aux valeurs proposées, notamment chez des personnes pouvant être considérées comme particulièrement sensibles. Inversement, un effet sanitaire n'est pas attendu pour l'ensemble des individus en cas de dépassement des VGAI.

³ S'agissant des substances qui ne présentent pas de seuil de danger identifié, les VGAI sont exprimées sous la forme de concentrations correspondant à des probabilités de survenue de la maladie considérée.

Enfin, il faut garder à l'esprit que les VGAI étant élaborées pour des substances évaluées individuellement, il ne peut être exclu que des effets puissent survenir à des niveaux inférieurs du fait d'expositions simultanées à plusieurs polluants en raison de possibles synergies.

Pour les **effets cancérogènes** sans seuil de danger identifié, les valeurs proposées sont des niveaux de concentration associés à des risques de développer la maladie, dans le cas présent une leucémie. C'est alors le principe ALARA (As Low As Reasonably Achievable) qui s'applique.

5.2 Valeurs d'organismes internationaux ou en vigueur dans d'autres pays

Pour le benzène, très peu de pays ont proposé une valeur guide « Air intérieur », considérant que le benzène est cancérogène, et donc qu'il n'y a pas lieu de fixer une valeur seuil, les concentrations dans les environnements intérieurs devant être les plus faibles possibles selon le principe ALARA. C'est un raisonnement qui a été suivi par les États-Unis ainsi que par l'Europe : le groupe de travail européen INDEX ne propose pas de valeur guide pour le benzène dans les environnements intérieurs [European Commission, 2005]. Les concentrations intérieures en benzène ne doivent pas excéder les teneurs extérieures.

L'ensemble de ces valeurs a été répertorié dans le document Afsset de mai 2008 sur le benzène et les principales données sont reprises dans les paragraphes ci-dessous. Elles ne concernent que des expositions sur le long terme.

5.2.1 Valeurs guides long terme issues d'instances supranationales

Considérant que le benzène est cancérogène chez l'homme et que l'excès de risque unitaire de $6.10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ est valide, l'Organisation mondiale de la santé [OMS, 2000] propose les niveaux de concentration suivants :

- pour un excès de risque vie entière de 10^{-4} : $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$;
- pour un excès de risque vie entière de 10^{-5} : $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$;
- pour un excès de risque vie entière de 10^{-6} : $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

L'excès de risque unitaire de $6.10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ proposé par l'OMS a été retenu par le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) dans son avis relatif au projet de directive concernant la pollution de l'air ambiant par le benzène en 1997.

5.2.2 Valeurs guides long terme prises à l'échelle nationale

- En Angleterre, une valeur guide long terme de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été proposée en 2004 par le Committee on the Medical Effects of Air Pollutants [COMEAP, 2004].

Le COMEAP a exploité les travaux d'un autre comité anglais, l'Expert Panel on Air Quality Standards (EPAQS) qui a considéré, en 1994, à partir d'une synthèse des études épidémiologiques conduites auprès de travailleurs exposés au benzène, qu'une exposition durant toute la durée d'une carrière professionnelle à un niveau de concentration inférieure à $1\ 620 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ne conduisait pas à une augmentation significative du risque de leucémie. Deux facteurs de sécurité ont ensuite été appliqués : un facteur 10 pour tenir compte d'une extrapolation de la durée de la vie professionnelle à la durée de la vie entière, puis un facteur 10 pour intégrer la variabilité interindividuelle. Le COMEAP considère ainsi que $16,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est une valeur guide valide pour l'air intérieur. Néanmoins, à des fins de cohérence avec la directive européenne qui fixe une concentration limite dans l'air ambiant de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le benzène, le COMEAP retient cette dernière valeur en guise de VGAI.

- La **Pologne** a fixé des concentrations intérieures admissibles pour environ 30 composés chimiques. Pour le benzène, les VGAI sont égales à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les bâtiments où l'on peut être présente toute la journée et $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les locaux où l'on reste de 8 à 10 heures par jour.
- Aux Etats-Unis, l'**État du Connecticut** a élaboré en 2003 des valeurs guides pour l'air intérieur des habitations [Connecticut, 2003].

Pour le benzène, l'excès de risque unitaire (ERU) retenu est de $8,3 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ proposé par l'US-EPA (IRIS) et applicable pour une exposition de 30 ans, 350 jours par an. La valeur guide calculée est associée à un excès de risque « de minimis » c'est-à-dire considéré comme négligeable et correspondant à un risque vie entière (sur 70 ans) de 10^{-6} avec prise en compte d'un facteur de sécurité de 4. Ce facteur correspond à l'application d'un premier facteur de sécurité de 2, pour tenir compte de l'exposition accrue des enfants au prorata de leur poids et de leur débit respiratoire, et d'un second facteur de sécurité de 2, pour intégrer la susceptibilité réputée des enfants vis-à-vis des substances cancérigènes. Le calcul conduit à une VGAI de $0,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$ qui n'est pas atteignable. De ce fait, la VGAI a été fixée à $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour tenir compte du bruit de fond évalué à $3,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir de différentes mesures réalisées dans les bâtiments. Il s'agit donc d'une valeur de gestion.

- **Le Texas** propose depuis 2002 une valeur guide de $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (50 ppb), protégeant des effets d'irritation [TDH, 2002]. Elle est proposée pour les bâtiments publics. La durée d'exposition n'est pas renseignée.
- À **Hong-Kong**, dans le cadre d'un dispositif de « labellisation » des bâtiments publics, des VGAI existent depuis 2003 [Hong-Kong, 2003]. Pour le benzène, une VGAI de $16,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (5 ppb) est fixée pour 8 heures d'exposition (catégorie « bonne qualité »).
- **En Chine**, en 2001, le code pour le contrôle de la pollution intérieure dans les bâtiments a défini des VGAI dans de nombreuses catégories de bâtiments publics et privés. Quelle que soit la catégorie, la valeur limite en benzène est fixée à $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Au 1^{er} janvier 2002 est également entrée en vigueur la « norme hygiénique pour la qualité de l'air intérieur » promulguée par le ministère de la santé. La VGAI du benzène est également fixée à $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne horaire.

6 Valeurs limites d'exposition professionnelle en France (VLEP)

Une valeur limite d'exposition professionnelle (VLEP) réglementaire et contraignante dans l'air des locaux de travail existe en France depuis le décret du 9 novembre 1973, le benzène ayant été le premier toxique à faire l'objet de l'établissement d'une valeur limite d'exposition professionnelle en France.

Il s'agit d'une teneur moyenne calculée sur 8 heures et dont la valeur est aujourd'hui de 1 ppm soit $3\,250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (article R.231-58 du Code du travail).

Cette valeur est celle qui a été adoptée par l'Union européenne en 1997 (directive 1997/42/CE et directive 1999/38/CE) pour une application obligatoire à partir de 2003 (la valeur limite dans l'intervalle ayant été trois fois plus élevée soit 3 ppm ou $9\,750 \mu\text{g}/\text{m}^3$). A noter que cette valeur limite est une des rares valeurs limites contraignantes décidées au niveau européen (avec l'amiante, le chlorure de vinyle monomère, les poussières de bois et le plomb). Sachant qu'il était impossible d'établir une valeur en dessous de laquelle tout risque pouvait être écarté, l'élaboration de cette valeur a explicitement été l'objet d'une négociation socio-économique.

On rappelle qu'aux Etats-Unis, deux valeurs ont été définies :

- 0,5 ppm soit 1 625 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la TLV-TWA (Threshold Limit Value-Time-Weighted Average) qui peut être comparée à la VLEP ;
- 2,5 ppm soit 8 125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la TLV-STEL (Threshold Limit Value – Short Term Exposure Limit) qui est équivalente à la VLCT.

7 Dispositions réglementaires

7.1 En relation avec la qualité de l'air extérieur

Le benzène est actuellement le seul composé organique volatil réglementé en air extérieur. Cette réglementation résulte de ses effets cancérogènes et de sa présence dans les carburants et plus particulièrement dans les essences.

7.1.1 Réglementation dans les essences

La quantité de benzène dans les carburants (essence et gazole) est limitée à 1 % en volume depuis janvier 2000. Précédemment, cette teneur pouvait atteindre 5 %. Les carburants – mais c'est surtout l'essence qui est en cause – sont donc les seuls produits de grande consommation pour lequel est autorisée une teneur très largement supérieure au seuil de 0,1 % en poids pour un composé cancérogène.

7.1.2 Réglementation dans l'air ambiant

Dans le domaine de la qualité de l'air, les concentrations réglementaires en polluants atmosphériques sont définies au niveau européen et les directives européennes doivent s'appliquer à terme dans tous les Etats membres. Ceux-ci disposent d'un délai pour traduire la réglementation européenne dans leur droit national. Il s'agit clairement de valeurs de gestion.

Pour le benzène, la directive 2000/69/CE du 16 novembre 2000 fixe la valeur limite pour la protection de la santé humaine à 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur l'année civile avec des autorisations pour des marges de dépassement de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ diminuant le 1^{er} janvier 2006 et ensuite tous les douze mois de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ par an pour atteindre au 1^{er} janvier 2010 le niveau de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Cette réglementation a été traduite en droit français par le décret n° 2002-213 du 15 février 2002 dans lequel une valeur d'objectif de qualité de 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle a été ajoutée.

7.2 En relation avec les sources intérieures

7.2.1 Le tabagisme

Le tabagisme est interdit en France dans tous les lieux publics depuis le 1^{er} février 2007.

7.2.2 Les produits de construction et de décoration

- **Les limites des mesures actuelles**

L'une des actions du premier Plan national santé environnement de 2004-2008 visait la mise en place d'un étiquetage des caractéristiques sanitaires et environnementales des matériaux de construction. Il s'agissait de promouvoir, grâce à un étiquetage simple et lisible, l'utilisation de produits et matériaux de construction ayant de faibles niveaux d'émissions chimiques. Cette démarche incitative d'étiquetage des produits et matériaux de construction n'a pas permis

d'atteindre à l'horizon 2010 l'objectif de 50 % des produits de construction mis sur le marché étiquetés.

Par ailleurs, les dispositions réglementaires de la directive 76/769/CE, applicables aux produits chimiques cancérigènes, mutagènes, toxiques pour la reproduction (CMR) imposent l'interdiction de la mise sur le marché et l'emploi, à destination du public, des préparations contenant une ou plusieurs substances cancérigènes (catégorie 1 ou 2), mutagènes (catégorie 1 ou 2) et toxiques pour la reproduction (catégorie 1 ou 2) à une concentration égale ou supérieure aux seuils de classement⁴ selon l'arrêté du 9 novembre 2004⁵. Les matériaux de construction et de décoration s'apparentent généralement à des articles, ils échappent donc à cette interdiction générique.

- **Les mesures réglementaires à venir**

Le projet de loi du Grenelle de l'environnement prévoit l'interdiction des substances CMR de catégories 1 et 2 dans les matériaux et produits de construction (et par la suite dans les produits de décoration).

L'étiquetage des matériaux au regard de leur potentiel d'émission en composés organiques volatils (COV), déjà en place dans d'autres pays européens de manière généralement volontaire, a fait l'objet, en 2006, de l'établissement d'un projet national de protocole de qualification pour les produits de construction solides potentiellement émetteurs de COV.

- **Les mesures prises dans d'autres pays**

Le gouvernement allemand a publié des limites d'émissions de COV pour les revêtements de sol textiles, les revêtements de sol souples et les stratifiés. Il existe également un label écologique « GUT » qui garantit notamment une absence de benzène. Son but est de fournir aux consommateurs des produits fabriqués de manière écologique, vérifiant qu'ils ne contiennent pas de substance nocive ou des éléments pouvant être cause d'émanation d'odeurs. Le label signifie que ces produits, tels que les moquettes ou encore les colles, sont exempts de substances toxiques, inodores, et d'utilisation sécurisée. Environ les deux tiers des fabricants européens de moquettes auraient souscrit à ce label européen.

8 Proposition de valeurs pour l'air des espaces clos par le HCSP

Les valeurs proposées ci-dessous s'appliquent uniquement aux expositions de long terme⁶ et c'est le caractère cancérigène (leucémie) du benzène qui est retenu par le HCSP comme effet critique.

Le HCSP propose de fixer une **valeur repère de qualité d'air (VR)** et une **valeur d'action rapide (VAR)**, avec pour cette dernière, un délai de mise en conformité de quelques mois du fait qu'il s'agit de protéger d'un effet à long terme. Il propose également, comme pour le formaldéhyde, de fixer une **valeur cible** à atteindre **à l'échéance de cinq ans**.

8.1 Valeur cible

La **valeur cible** retenue à l'intérieur des espaces clos est **2 µg/m³**.

En considérant le modèle d'extrapolation dose-réponse linéaire sans seuil et l'excès de risque unitaire (ERU) de $6.10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ retenus par l'OMS pour ce cancérigène, un excès de risque vie entière de 10^{-5} , soit 1 cas de leucémie pour 100 000 personnes, correspond à une exposition

⁴ 0,1 % pour les cancérigènes et mutagènes ; 0,5 % pour les toxiques pour la reproduction.

⁵ Définissant les critères de classification et les conditions d'étiquetage et d'emballage des préparations dangereuses.

⁶ S'agissant des expositions à court terme, le groupe de travail estime qu'il ne dispose pas pour le moment d'éléments suffisants de connaissance pour proposer une valeur repère d'aide à la gestion.

à une concentration de benzène de $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant 70 ans. Cette teneur a été arrondie à **$2 \mu\text{g}/\text{m}^3$** par l'OMS.

Le choix de cette valeur répond à un souci de cohérence ; en effet :

- i) l'excès de risque de 10^{-5} pour la population générale est considéré par l'Europe comme un risque raisonnablement acceptable ;
- ii) l'OMS calcule aussi ses valeurs guides pour l'eau potable sur la base du risque de 1 pour 100.000, et en France, pour la gestion des sols pollués, les autorités considèrent généralement cette probabilité comme "acceptable" ;
- iii) cette concentration de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est l'objectif de qualité défini dans la réglementation française pour l'air extérieur (décret du 15 février 2002).

Actuellement, en air extérieur, la teneur de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle est respectée sur pratiquement tous les sites ruraux, périurbains et urbains de fond en France. Seul un certain nombre de sites très proches du trafic ou de zones industrielles excède cette valeur sur le long terme [MEEDDM, 2009]. On rappelle par ailleurs que le PNSE2 affiche un objectif de réduction de 30 % des concentrations ambiantes extérieures de six polluants prioritaires, dont le benzène, ce qui devrait contribuer à améliorer la situation dans les prochaines années.

Dans les espaces clos, le projet de loi du Grenelle de l'environnement prévoit l'interdiction des substances CMR de catégories 1 et 2 dans les matériaux et produits de construction (et par la suite dans les produits de décoration).

La valeur cible proposée est donc un objectif réaliste à l'échéance de 5 ans

8.2 Valeur repère de qualité d'air (VR)

Comme cela a été exposé dans le document du HCSP relatif à la méthodologie retenue pour élaborer des valeurs repères de qualité d'air intérieur, il convient de considérer les teneurs extérieures. En effet, sauf dans quelques rares cas où le polluant réagirait avec des surfaces ou d'autres composés présents dans l'air intérieur (cas par exemple de l'ozone), il est très difficile d'atteindre des concentrations moyennes intérieures plus faibles que celles de l'extérieur sans recourir à des systèmes de filtration d'air qui ne sont pas sans inconvénients.

- Dans une majorité des cas où les teneurs extérieures sont « faibles » (inférieures à $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), il est possible de fixer des objectifs ambitieux de qualité de l'air intérieur. **La valeur repère de qualité d'air intérieur sera fixée à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les années 2011 et 2012** avec ensuite une pente de décroissance de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par an jusqu'à la valeur cible qui devra être atteinte en 2015.
- Lorsque les teneurs extérieures sont plus élevées et comprises entre 2 et $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la valeur repère de qualité d'air intérieur reste fixée à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour 2011 et 2012 avec une pente de décroissance de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par an jusqu'à atteindre la valeur extérieure.
- Dans les cas exceptionnels où la teneur extérieure serait supérieure à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la valeur repère dans les espaces clos ne peut pas, en général, être respectée ; on veillera alors à diminuer les teneurs intérieures en benzène à un niveau aussi bas que le permet cette concentration extérieure.

Dans tous les cas, il convient d'identifier puis de réduire les sources intérieures d'émission ou de production de benzène (notamment, dans l'habitat, les sources de combustion, y compris le tabagisme) afin de tendre vers l'objectif cible.

Lorsque les niveaux extérieurs sont proches de la valeur de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ou *a fortiori* supérieurs à celle-ci, il conviendra aussi, dans les meilleurs délais, d'identifier les sources extérieures responsables, d'engager les actions spécifiques afin de réduire leurs émissions ou de prendre des dispositions pour protéger les entrées d'air du bâtiment influencées par ces sources.

Le choix de la valeur de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ comme point de départ de l'effort de réduction des concentrations intérieures intègre différents critères de gestion :

- la distribution des résultats des mesures dans les logements de la campagne nationale de l'OQAI indique que la valeur de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est proche du percentile 90 qui est exactement de $5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$;
- la teneur de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est la valeur limite européenne pour l'air extérieur et correspond à environ trois fois le risque associé à la valeur cible précédemment définie;
- cette valeur est également retenue en Grande-Bretagne par le COMEAP et donc adoptée comme valeur guide d'air intérieur.

Dans les établissements recevant du public (ERP), même si les mesures réalisées jusqu'à présent n'ont pas le même caractère de représentativité que celles de la campagne nationale logements de l'OQAI, le franchissement de cette valeur repère de qualité d'air identifie clairement une situation que l'on peut qualifier de non conforme. En effet, les ERP se caractérisent par l'interdiction du tabagisme et l'absence quasi générale de sources intérieures de combustion.

Cas des espaces accueillant des enfants

Il n'existe pas de travaux, actuellement, évoquant de façon convaincante un risque unitaire plus élevé du benzène chez les enfants par rapport aux adultes. Si la littérature et les bases de données sur le risque unitaire produisaient à l'avenir une valeur toxicologique de référence (VTR) distincte chez l'enfant, le HCSP serait amené à reconsidérer les valeurs repères de qualité de l'air intérieur pour les espaces accueillant des enfants (crèches, écoles). Il est donc nécessaire de rester vigilant sur ce point. Le HCSP recommande par ailleurs d'éviter l'implantation d'un établissement accueillant des enfants au voisinage de sources mobiles ou fixes émettrices de benzène.

8.3 Valeur d'action rapide (VAR)

Des concentrations intérieures supérieures à **$10 \mu\text{g}/\text{m}^3$** correspondent à un excès de risque de leucémie de $6 \cdot 10^{-5}$ pour une exposition au long cours sur la vie entière. Il s'agit d'un niveau de risque six fois plus élevé que la valeur cible à atteindre en 2015 qui n'est pas acceptable pour une exposition continue.

On rappelle que cette valeur de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est la valeur guide Afsset dont le respect protège des effets non cancérogènes sur le long terme et que c'est la valeur limite retenue par la Pologne dans les locaux où le temps de séjour est important.

Là aussi, les possibilités d'action dépendent des concentrations extérieures :

- Dans les cas où celles-ci sont « faibles » (inférieures à $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), des concentrations intérieures supérieures à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ témoignent de la présence de sources intérieures importantes qu'il convient de réduire rapidement (à échéance de quelques semaines à quelques mois) pour tendre vers la valeur cible.

- Lorsque les concentrations extérieures sont plus élevées, par exemple de l'ordre de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, un constat de concentrations intérieures supérieures à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ doit également entraîner la réalisation d'un diagnostic des sources intérieures additionnelles, avec pour objectif de tendre rapidement vers la teneur extérieure. La question à résoudre se transforme et

devient alors celle du contrôle des sources extérieures de benzène à l'origine des teneurs constatées ou du positionnement des entrées d'air vis-à-vis de ces sources extérieures.

8.4 Proposition de stratégie de mesure

Dans les différentes études réalisées ces dernières années en France (par l'OQAI ou lors de mesures locales dans les crèches et les écoles), il apparaît que les teneurs en benzène mesurées en saison froide sont significativement supérieures à celles mesurées en saison chaude.

Par exemple, dans les crèches parisiennes [LHVP, 2009], les teneurs en benzène au cours des périodes hivernale et estivale ont été, en moyenne, respectivement de $2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ avec des teneurs maximales de $4,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en saison froide et de $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en saison chaude.

C'est pourquoi, dans les campagnes de surveillance initiées par le ministère en charge de l'environnement, il est prévu une mesure hivernale et une mesure estivale afin d'obtenir une estimation de la valeur moyenne annuelle plus proche de la réalité qu'une valeur unique qui peut conduire à une surestimation ou à une sous-estimation des mesurages selon la saison.

Cette stratégie correspond au protocole développé par le Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air (LCSQA) pour les campagnes de mesures programmées dans 300 crèches et écoles en 2009-2011. Bien évidemment, dans le cas de valeurs dépassant notablement la valeur d'action rapide, cette stratégie ne doit pas pour autant différer la communication vers les occupants et retarder une décision d'intervention nécessaire.

8.5 Bilan général sur les valeurs (cible, repère et d'action)

Le groupe de travail propose pour le long terme de retenir trois valeurs pour le benzène : une valeur cible, une valeur repère de qualité d'air et une valeur repère d'action rapide.

- **Valeur cible : $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$**
- **Valeur repère de qualité d'air : $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2011 et 2012, avec décroissance vers la valeur cible à atteindre en 2015 ou vers la teneur extérieure si celle-ci est supérieure à la valeur cible**
- **Valeur d'action rapide : $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ quelle que soit la concentration extérieure en benzène**

8.6 Cas des immeubles neufs

Dans le cas des immeubles neufs, tout doit être mis en œuvre pour que les lieux ouverts au public respectent, à compter de 2012, la valeur de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A cette fin, les architectes, les maîtres d'œuvre doivent à la fois agir sur les sources extérieures et intérieures.

En termes de sources extérieures, il s'agit :

- de respecter la réglementation pour toute construction sur des sols potentiellement pollués, de bâtiments ouverts au public, notamment ceux à destination de populations sensibles ;
- de positionner le bâtiment et ses ouvrants de telle façon que les prises d'air extérieur soient le plus éloignées possible du trafic automobile et d'éviter tout rejet de parking ou de garage attenant ou communiquant avec les espaces intérieurs, par exemple par des escaliers ou ascenseurs ;

- d'évaluer, avant construction près d'une zone industrielle potentiellement émettrice de benzène, la contamination ambiante et, si nécessaire, de suspendre l'implantation du bâtiment sur ce site ou de l'équiper de filtres efficaces.

Pour les sources intérieures, la mise en place de la loi Grenelle 2 et l'interdiction des CMR1 et 2 dans les produits de construction et de décoration contribueront à s'affranchir totalement de sources d'émissions continues liées aux matériaux. En complément, les installations de combustion domestiques pour le chauffage, l'eau chaude sanitaire ou la cuisson des aliments devront disposer de système d'évacuation des gaz de combustion performants.

9 Bibliographie

- Afsset (2007a), Valeurs limites de concentration en polluants dans les parcs de stationnement couverts, Saisine n° 2005/006.
- Afsset (2007b), Valeurs guides de qualité d'air intérieur : document cadre et éléments méthodologiques. En partenariat avec le CSTB. Août 2007. www.Afsset.fr
- Afsset (2008). Valeurs guides de qualité d'air intérieur. Le benzène. Rapport d'expertise collective, mai 2008.
- AIRAQ (2004) Qualité de l'air sur l'aéroport de Bordeaux, du 23/11/04 au 06/01/05, rapport n°ET/TP/05/04. <http://www.airaq.asso.fr/>
- Air Breizh (2005) Etude de la qualité de l'air dans le métro rennais, Campagne estivale du 21 juillet au 19 août 2004, Campagne hivernale du 20 janvier au 17 février 2005, Version 3. <http://www.airbreizh.asso.fr/>
- Airnormand (2007) Rapport d'étude : mesure du benzène dans l'environnement de la zone industrielle de Port Jérôme. N° E061207. Juillet 2007. <http://www.airnormand.asso.fr/>
- Airparif (2007) Mesures et caractérisation de l'air à l'intérieur de l'habitacle de voitures. Rapport relatif aux résultats des campagnes de mesure. Octobre 2007. www.airparif.asso.fr
- AIRPL (2009a). Evaluation de la qualité de l'air intérieur dans deux établissements scolaires nantais. Octobre 2009.
- AIRPL (2009b). Evaluation de la qualité de l'air dans l'environnement de l'aéroport Nantes-Atlantique, campagne 2009. Janvier 2010.
- ASPAs (2005) Campagne de mesures dans les lieux publics sur l'agglomération mulhousienne, ASPA référence 05113001-ID. <http://www.atmo-alsace.net>
- ASPAs (2008a et 2009d). Campagnes de mesures de la qualité de l'air intérieur dans les locaux du lycée du Plixbourg à Wintzenheim. ASPA 08090501-ID de septembre 2008 et ASPA 09100103 d'octobre 2009.
- ASPAs (2008b). Campagne de mesure de la qualité de l'air sous la verrière de la gare de Strasbourg du 10 au 28 avril 2008. ASPA 08053002-ID, juin 2008.
- ASPAs (2009a). Campagne de mesure de la qualité de l'air intérieur dans les locaux de l'école primaire Pierre Curie à Erstein. ASPA 09012803-ID, janvier 2009.
- ASPAs (2009b). Campagne de mesures de la qualité de l'air intérieur dans les locaux de l'école de Zimmersheim. ASPA 09072002-ID, juillet 2009.
- ASPAs (2009c). Campagne de mesures de la qualité de l'air intérieur dans les locaux de l'école Jules Verne de Schaffeldien. ASPA 09082402-ID, août 2009.
- ATMO-NPC (2006) Campagnes de mesures de la qualité de l'air, Étude réalisée à l'intérieur et aux abords des gares de Lille du 15/11/2005 au 15/01/2006, ATMO Nord – Pas-de-Calais, rapport référencé N° 03-2006-IC.
- ATMO-Poitou-Charentes (2009). Mesure de la qualité de l'air dans des bureaux de la maire de Poitiers. Décembre 2009.
- ATSDR (2007) Toxicological Profile for Benzene. August, 2007. 438 pages. <http://www.atsdr.cdc.gov>
- Baerson K, Snyder CA, Green J, *et al.* 1982. The hematotoxic effects of inhaled benzene on peripheral blood, bone marrow, and spleen cells are increased by ingested ethanol. *Toxicol Appl Pharmacol* ; 64: 393-404.
- Bechtold WE, Willis JK, Sun JD, *et al.* 1992b. Biological markers of exposure to benzene: S-phenylcysteine in albumin. *Carcinogenesis* ; 13(7): 1217-1220.
- CITEPA (2010) Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France – Séries sectorielles et analyses étendues, Rapport d'inventaire national SECTEN. Avril 2010. http://www.citepa.org/publications/secten_avril_2010.pdf
- Collins JJ, Ireland B, Buckley CF, *et al.* 2003. Lymphohaematopoietic cancer mortality among workers with benzene exposure. *Occup Environ Med* ; 60(9): 676-679.
- COMEAP (2004) Report: Guidance on the Effects on Health of Indoor Air Pollutants, Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. <http://www.advisorybodies.doh.gov.uk/comeap/PDFS/guidanceindoorairqualitydec04.pdf>

- Connecticut (2003) Connecticut's Remediation Standard Regulations Volatilization Criteria, proposed Revisions, Connecticut Department of Environmental Protection. Mars 2003.
- COPARLY (2009). Diagnostic de la qualité de l'air intérieur. Ecole primaire de Mions (69). Année scolaire 2007-2008. Janvier 2009.
- Cronin HJ. 1924. Benzol poisoning in the rubber industry. *Boston Medical and Science Journal*;19(1): 1164-1166.
- CSHPF (2007). Qualité de l'air et aéroports. Rapport du groupe de travail air et transport du Conseil supérieur d'hygiène publique de France, section des milieux de vie. Janvier 2007. Edition Lavoisier.
- Dassonville C, Laurent AM, Person A, Le Moullec Y, Momas I. (2006). Exposure of newborns to indoor chemical air pollutants: First results. ISEE-ISEA. Paris, France 2-6 septembre 2006.
- Domsic S., Squinazi F. (2001) Connaissance de l'exposition de jeunes enfants à la pollution atmosphérique dans les crèches parisiennes. Convention Drassif-LHVP. Avenant n°10, Rapport d'étape. Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris, Mairie de Paris.
- Domsic S., Squinazi F. (2002) Connaissance de l'exposition de jeunes enfants à la pollution atmosphérique dans les crèches parisiennes. Convention Drassif-LHVP. Avenant n° 10, Complément au rapport. Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris, Mairie de Paris.
- Dowty BJ, Laseter JL, Storer J. 1976. The transplacental migration and accumulation in blood of volatile organic constituents. *Pediatr Res* ; 10: 696-701.
- Dusséaux M., Laurent A., Le Moullec Y. *et al.* (2001) Evaluation de l'exposition personnelle au benzène d'une population francilienne représentative du secteur tertiaire. Programme Primequal. Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris et Université Paris V. Août 2001. Rapport n° 99.62034.
- European Commission (2005). Joint Research Centre (JRC). Final Report. Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU: The INDEX project. Institute for Health and Consumer Protection, Physical and Chemical Exposure Unit. January, 2005. 337 pages. I-21020 Ispra (VA), Italy.
- Flury F. 1928. [II. Toxicities in modern industry. IIa. Pharmacological-toxicological aspects of intoxicants in modern industry.] *Arch Exp Pathol Pharmacol* ; 138: 65-82.
- Hamilton A. 1922. The growing menace of benzene (benzol) poisoning in American industry. *J Am Med Assoc* ; 78: 627-630.
- Hayes, RB, Yin SN, Dosemeci M, et al. 1997. Benzene and the dose-related incidence of hematologic neoplasms in China. *J Natl Cancer Inst* ; 89(14): 1065-1071.
- Hong-Kong (2003). A Guide on Indoor Air Quality Certification Scheme for offices and public places. Government of the Hong-Kong Special Administrative Region.
<http://www.iaq.gov.hk/cert/doc/CertGuide-eng.pdf>
- IARC (1987). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Supplement 7, Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42, Lyon, IARC.
- Ireland B, Collins JJ, Buckley CF, et al. 1997. Cancer mortality among workers with benzene exposure. *Epidemiology* ; 8(3): 318-320.
- Jerina D, Daly J, Witkop B, *et al.* 1968. Role of arene oxide-oxepin system in the metabolism of aromatic substances. I. *In vitro* conversion of benzene oxide to a premercapturic acid and a dihydrodiol. *Arch Biochem Biophys* ; 128: 176-183.
- Kelsey KT, Ross D, Traver RD, *et al.* 1997. Ethnic variation in the prevalence of a common HAD(P)H quinone oxidoreductase polymorphism and its implications for anticancer chemotherapy. *Br J Cancer* ; 76: 852-854.
- Kok PW, Ong CN. 1994. Blood and urinary benzene determined by headspace gas chromatography with photoionization detection: Application in biological monitoring of low-level nonoccupational exposure. *Int Arch Occup Environ Health* ; 66(3): 195-201.
- Lagorio S, Tagesson C, Forastiere F, *et al.* 1994. Exposure to benzene and urinary concentrations of 8-hydroxydeoxyguanosine, a biological marker of oxidative damage to DNA. *Occup Environ Med* ; 51: 739-743.
- Lan Q, Zhang L, Li G, *et al.* 2004. Hematotoxicity in workers exposed to low levels of benzene. *Science* ; 306: 1774-1776.

- Le Moullec Y., Dusséaux M., Thiault G. (2004) Connaissance de l'exposition des citoyens à la pollution atmosphérique dans les établissements de loisir : gymnases. Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris, Mairie de Paris.
- LHVP (2009). Etude de la qualité de l'air dans 28 crèches parisiennes - Rapport LHVP, juin 2009 (données non publiées).
- Lindstrom AB, Yeowell-O'Connell K, Waidyanatha S, *et al.* 1997. Measurement of benzene oxide in the blood of rats following administration of benzene. *Carcinogenesis* ; 18(8): 1637-1641.
- LSCQA (2005) Surveillance du benzène et des COV, Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air. Novembre 2005.
- Maibach HI, Anjo DM. 1981. Percutaneous penetration of benzene and benzene contained in solvents in the rubber industry. *Arch Environ Health* ; 36: 256-260.
- MEEDDM, (2009). Bilan de la qualité de l'air en France en 2008. Principales tendances observées au cours de la période 2000-2008. Rapport de la Direction générale de l'énergie et du climat.
- Nakajima T, Okuyama S, Yonekura I, *et al.* 1985. Effects of ethanol and phenobarbital administration on the metabolism and toxicity of benzene. *Chem Biol Interact* ; 55: 23-38.
- Nebert DW, Roe AL, Vandale SE, *et al.* 2002. NAD(P)H : quinone oxidoreductase (NQO1) polymorphism, exposure to benzene, and predisposition to disease: A huGE review. *Genet Med* ; 4(2): 62-70.
- Nomiyama K, Nomiyama H. 1974. Respiratory retention, uptake and excretion of organic solvents in man: benzene, toluene, n-hexane, trichloroethylene, acetone, ethyl acetate and ethyl alcohol. *Int Arch Arbeitsmed* ; 32:75-83.
- OMS (2000) (Organisation mondiale de la santé). WHO Air Quality Guidelines for Europe, second edition No.91 Benzene Page 87.
- OQAI (2002) Rapport exécutif : De la phase préparatoire aux premiers résultats de l'étude pilote, Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur, mars 2002, <http://www.air-interieur.org/>
- OQAI (2006) Campagne nationale Logements : État de la qualité de l'air dans les logements français, Rapport final référencé DDD/SB-2006-57, Observatoire de la qualité de l'air intérieur, Kirchner S., Arenes J-F., Cochet C. *et al.* ; novembre 2006 – 165 pages
- ORAMIP (2005) Qualité de l'air dans le métro de Toulouse, Observatoire régional de l'air en Midi-Pyrénées. <http://www.oramip.org/>
- Pekari K, Vainiotalo S, Heikkilä P, *et al.* 1992. Biological monitoring of occupational exposure to low levels of benzene. *Scand J Work Environ Health* ; 18(5): 317-322.
- Qualitair (2006) Etude de la qualité de l'air sur l'aéroport « Nice Côte d'Azur » -Bilan 2001-2004.
- Rappaport SM, Waidyanatha S, Qu Q, *et al.* 2002a. Albumin adducts of benzene oxide and 1,4-benzoquinone as measures of human benzene metabolism. *Cancer Res* ; 62(5): 1330-1337.
- Rappaport SM, Yeowell-O'Connor K, Smith MT, *et al.* 2002b. Non-linear production of benzene oxide-albumin adducts with human exposure to benzene. *J Chromatogr B Analyt Technol Biomed Life Sci* ; 778(1-2): 367-374.
- Ravelomanantsoa H, 2010. City-dwellers exposure to atmospheric pollutants when commuting in Paris urban area (Communication). 18th International Symposium on transport and air pollution. Zürich, Switzerland, 18-19 mai 2010.
- Rinsky RA, Smith AB, Hornung R, *et al.* 1987. Benzene and leukemia: An epidemiological risk assessment. *N Eng J Med* ; 316(17) : 1044-1050.
- Rinsky RA, Hornung RW, Silver SR, *et al.* 2002. Benzene exposure and hematopoietic mortality: A long-term epidemiologic risk assessment. *Am J Ind Med* ; 42(6): 474-480.
- Rothman N, Li GI, Dosemeci M, *et al.* 1996a. Hematotoxicity among Chinese workers heavily exposed to benzene. *Am J Med* ; 29(3): 236-246.
- Rothman N, Smith MT, Hayes RB, *et al.* 1996b. An epidemiological study of early biologic effects in Chinese workers. *Environ Health Perspect* ; 104(Suppl 6): 1365-1370.
- Rothman N, Smith MT, Hayes RB, *et al.* 1997. Benzene poisoning, a risk factor for hematological malignancy, is associated with the NQO1 609C-T mutation and rapid fractional excretion of chlozoxazone. *Cancer Res* ; 57 : 2839-2842.

- Sabourin PJ, Bechtold WE, Griffith WC, *et al.* 1998. Effect of exposure concentration, exposure rate, and route of administration on metabolism of benzene by F344 rats and B6C3F1 mice. *Toxicol Appl Pharmacol* ; 99: 421-444.
- Smith MT. 1996a. Overview of benzene-induced aplastic anaemia. *Eur J Haematol* ; Suppl 60: 107-110.
- Smith MT. 1996b. The mechanism of benzene-induced leukemia: A hypothesis and speculations on the causes of leukemia. *Environ Health Perspect* ; 104: 1219-1225.
- Smith MT, Zhang L. 1998. Biomarkers of leukemia risk: Benzene as a model. *Environ Health Perspect* ; Suppl 106: 937-946.
- Snyder R, Hedli CC. 1996. An overview of benzene metabolism. *Environ Health Perspect*; 104(Suppl 6): 1165-1171.
- Snyder R, Chepiga T, Yang CS, *et al.* 1993a. Benzene metabolism by reconstituted cytochromes P450, 2B1, and 2E1 and its modulation by cytochrome b5, microsomal epoxide hydrolase, and glutathione transferases: Evidence for an important role of microsomal epoxide hydrolase in the formation of hydroquinone. *Toxicol Appl Pharmacol*; 122(2): 172-181.
- TDH (2002) Texas Voluntary Indoor Air Quality Guidelines for Government Buildings, Texas Department of Health. http://www.tdh.state.tx.us/beh/iaq/Gov_Bld_Gd.pdf
- THADE (2003) Policies and Actions concerning indoor air pollution in dwellings in Europe and Overseas, Carrer P, Rameckers E., Kotzias D., projet THADE Towards Healthy Air in Dwellings in Europe. <http://www.efanet.org/>
- Travis CC, Bowers JC. 1989. Protein binding of benzene under ambient exposure conditions. *Toxicol Ind Health* ; 5(6): 1017-1024.
- UFIP (2006). Etude relative au benzène mesuré en périphérie des stations-service. Union Française des Industries Pétrolières. <http://www.ufip.fr/>
- US-EPA (1985). Interim quantitative cancer unit risk estimates due to inhalation of benzene. Prepared by the Carcinogen Assessment Group, Office of Research and Development, Washington, DC. EPA/600/X-85-022.
- US-EPA IRIS (2002). Toxicological Review of Benzene (Noncancer Effects). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, Washington Office, Washington, DC, EPA/635/R-02/001F.
- Vogel E, Günther H. 1967. Benzene oxide-oxepin valence tautomerism. *Angew Chem Int Ed Engl* ; 6(5): 385-476.
- Ward E, Hornung R, Morris J, *et al.* 1996. Risk of low red or white blood cell count related to estimated benzene exposure in a rubberworker cohort (1940-1975). *Am J Ind Med* ; 29(3): 247-257.
- Wells MS, Nerland DE. 1991. Hematotoxicity and concentration-dependent conjugation of phenol in mice following inhalation exposure to benzene. *Toxicol Lett* ; 56(1-2): 159-166.
- Winek CL, Collom WD. 1971. Benzene and toluene fatalities. *J Occup Med* ; 13: 259-261.
- Yeowell-O'Connell K, Rothman N, Smith MT, *et al.* 1998. Hemoglobin and albumin adducts of benzene oxide among workers exposed to high levels of benzene. *Carcinogenesis* ; 19(9):1565-1571.