Haut Conseil de la Santé Publique

Valeurs repères d'aide à la gestion de la qualité de l'air intérieur

Le benzène

Collection

Avis et Rapports

Octobre 2024

Haut
Conseil de la
Santé
Publique

Valeurs repères d'aide à la gestion de la qualité de l'air intérieur
Le benzène

3 octobre 2024

SOMMAIRE

Glossaire 6

Résumé 9

1 Introduction et problématique 12

2 Généralités sur le benzène et ses sources dans les lieux clos 13

2.1 Classement 13
2.2 Production 13
2.3 Sources d'émission 14

3 Effets sur la santé 16

3.1 Toxicocinétique 16
3.2 Effets cancérogènes 18
3.3 Effets mutagènes 19
3.4 Effets reprotoxiques 20
3.5 Effets systémiques 20
3.5.1 Effets systémiques aigus 20
3.5.2 Effets systémiques chroniques 20
3.6 Groupes vulnérables 21
3.7 Interactions avec d'autres substances 21

4 Distribution des niveaux d'exposition 23

4.1 Dans les différents milieux intérieurs 23
4.1.1 Dans l'habitat 23
4.1.2 Dans les écoles 25
4.1.3 Dans les bureaux 26
4.1.4 Dans les établissements sanitaires et médico-sociaux (ESMS) 26
4.1.5 Dans les transports collectifs 27
4.2 Niveaux extérieurs 28
4.3 Ratio des concentrations entre l'intérieur et l'extérieur 29
4.4 Bilan sur l'exposition de la population générale 29

5 Valeurs guides pour l'air intérieur existantes 30

5.1 Valeurs guides de qualité d'air intérieur de l'Anses 30
5.2 Valeurs d'organismes internationaux ou en vigueur dans d'autres pays 31
5.2.1 Valeurs issues d'instances supranationales 31
5.2.2 Valeurs issues d'instances nationales ou provinciales 31

6 Réglementation française relative à la qualité de l'air pour le benzène 34

6.1 Dans l'air intérieur 34
6.1.1 Qualité de l'air intérieur 34
6.1.2 Étiquetage des produits de construction et d'ameublement 35
6.2 Dans l'air ambiant 35
6.3 VLEP 36

7 Recommandations de valeurs repères (VR) 37

7.1 Valeur Repère pour l'air intérieur, VRAI 37
7.2 Valeur d'action rapide, VAR 37
7.3 Proposition de stratégie de prélèvement et de mesure 37
7.3.1 Stratégie de prélèvement 37
7.3.2 Méthodes de mesure 37
7.4 Bilan général sur les valeurs repère pour l'air intérieur (VRAI) 38
7.5 Cas des immeubles neufs 38

Références 39

Annexes 47

Annexe 1 : Saisine conjointe de la Direction générale de la santé (DGS) et de la Direction générale de la prévention des risques (DGPR) en date du 28 juin 2024 47
Annexe 2 : Composition du groupe de travail 48
Annexe 3 : Personnes auditionnées 49
Annexe 4 : Seuils de déclenchement des campagnes de mesures 50

Glossaire

AASQA	Association Agréée de Surveillance de la Qualité de l'Air
ALARA	*As Low As Reasonably Achievable*
Anses	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
ATSDR	*Agency for Toxic Substances and Disease Registry*
BPE	Bâtiments Performants en Energie
BTEX	Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes
CCRS	Concentration Correspondant à un Risque Spécifié
CIRC	Centre International de Recherche sur le Cancer
Citepa	Centre Interprofessionnel d'Etudes de la Pollution Atmosphérique
CLP	Classification, Labelling, Packaging
CMR	Cancérogène, Mutagène ou Reprotoxique
CNL	Campagne Nationale Logement
COMEAP	*Committee on the Medical Effects of Air Pollutants*
COV	Composé Organique Volatil
CRf	Concentration de Référence
CSHPF	Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
CSRE	Commission Spécialisée sur les Risques liés à l'Environnement
CSS	Conseil Supérieur de la Santé (Belgique)
CSTB	Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
CYP450	Cytochrome p-450
DGS	Direction Générale de la Santé
DGPR	Direction Générale de la Prévention des Risques
EPAQS	*Expert Panel on Air Quality Standards* (Angleterre)
ERU	Excès de Risque Unitaire
ERP	Etablissement Recevant du Public
ESMS	Etablissements Sanitaires et Médico-Sociaux
HBV	*Health Based Value*
HCSP	Haut Conseil de la santé publique
HSDB	*Hazardous Substances Data Bank*
Iarc	*International Agency for Research on Cancer*
INDEX	*Critical Appraisal of the Setting and Implementation on INDoor EXposure Limits in European Union*
Ineris	Institut national de l'environnement industriel et des risques
INRS	Institut National de Recherche et de Sécurité
Inserm	Institut national de la santé et de la recherche médicale
LAM	Leucémie Aiguë Myéloïde

LANL	Leucémies Aiguës Non Lymphocytaires
LCSQA	Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air
LD	Limite de détection
LLA	Leucémie Lymphoïde Aiguë
LMNH	Lymphomes malins non hodgkiniens
LOAEL	*Lowest Observed Adverse Effect Level*
LQ	Limite de quantification
MDH	*Minnesota Department of Health*
NOAEL	*No Observed Adverse Effect Level*
OEHHA	*Office of Environmental Health Hazard Assessment*
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
OQAI	Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur
OR	Odds Ratio
PNSE	Plan National Santé Environnement
ppm	Partie par million
QAI	Qualité de l'Air Intérieur
RIVM	*National Institute for Public Health and the Environment (Netherlands)*
RR	Risque Relatif
SDES	Service des données et études statistiques
SMD	Syndromes Myéloblastiques
SMR	*Standardized Mortality Ratio*
TDH	*Texas Department of Health*
UE	Union Européenne
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

Rapport rédigé par le groupe de travail Qualité de l'air, constitué d'experts membres ou non du Haut Conseil de la santé publique ; aucun conflit d'intérêt identifié.

Validé le 3 octobre 2024 par la commission spécialisée Risques liés à l'environnement du Haut Conseil de la santé publique.

18 participants sur 25 membres : votes pour : 18, contre : 0, abstention : 0

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 comme un cancérogène de catégorie C1A (substance dont le potentiel cancérogène pour l'être humain est avéré) par l'Union européenne et dans la classe A par l'Agence américaine de l'environnement (US-EPA). A ce titre il est soumis à d'importantes restrictions d'usage. De nombreuses études de cohortes confirment le lien entre l'exposition au benzène et la genèse des LANL (leucémies aiguës non lymphocytaires), avec en particulier les LMA (Leucémie myéloïde aiguë).

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. La contribution de la pollution extérieure apparaît prépondérante pour bon nombre de logements dans le cas du benzène. Ces dernières années, il est néanmoins observé une baisse significative des concentrations en benzène, tant dans les environnements intérieurs que dans l'air extérieur.

Concernant l'exposition de la population générale, l'ensemble des données disponibles en France et à l'étranger montre que, quel que soit le type de bâtiments (logements, bureaux ou locaux ouverts au public), les concentrations typiques sont de l'ordre du µg/m³ en l'absence de source de benzène connue. C'est toujours la contribution de l'air des espaces clos qui prédomine dans l'exposition globale par inhalation de la population au benzène, en raison du temps passé dans ces environnements.

Compte tenu des connaissances actuelles sur les effets sur la santé de cet hydrocarbure, l'Anses (2024) a proposé cinq 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 deux 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.

- VGAI court terme : 30 µg/m³ en moyenne pour une exposition d'une journée à 14 jours pour les effets hématologiques non cancérigènes ;
- VGAI moyen terme[1] : 20 µg/m³ pour une exposition de 14 jours à 1 an pour les effets hématologiques non cancérigènes ;
- VGAI long terme : 10 µg/m³ pour des expositions supérieures à 1 an et pour les effets hématologiques non cancérigènes.

Pour les effets cancérogènes sans seuil, la VGAI est basée sur la VTR sans seuil proposée par l'Anses en 2024 considérant comme effet critique la leucémie myéloïde aiguë :

- **6 µg/m³** (durée d'exposition "vie entière"), correspondant à un excès de risque de 10^{-5} ;
- 0,6 µg/m³ (durée d'exposition "vie entière"), correspondant à un excès de risque de 10^{-6}.

[1] La terminologie associée à la dénomination des VGAI a évoluée. Les VGAI « intermédiaires » sont désormais dénommées VGAI « moyen terme ». La durée d'application est inchangée (cf. guide méthodologique d'élaboration des VR à l'Anses – à paraître).

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) et la Direction générale de la prévention des risques (DGPR) ont demandé au Haut Conseil de la santé publique (HCSP) des valeurs repères d'aide à la gestion pour différents polluants intérieurs, dont le benzène.

Ces valeurs permettront notamment de préciser la valeur repère d'aide à la gestion à utiliser pour l'application de l'article R-221-30 du Code de l'environnement au-delà de laquelle des investigations complémentaires doivent être menées par le propriétaire ou l'exploitant de l'établissement[2] et le préfet du département du lieu d'implantation de l'établissement doit être informé des résultats.

Le HCSP a rédigé en 2019 un document cadre, exposant les principes communs qui guident l'élaboration de ces valeurs, appelées « valeurs repères d'aide à la gestion pour la qualité de l'air intérieur ». Le présent document correspond à l'application de ce cadre méthodologique au benzène.

Après prise en compte des valeurs guides proposées par l'Anses en 2024, des niveaux moyens d'exposition de la population dans les différents espaces clos, et des dispositions réglementaires qui encadrent certaines sources potentielles de benzène, le HCSP recommande de retenir pour le benzène une Valeur Repère pour l'Air Intérieur (VRAI) des logements, des ERP et des espaces de travail sans pollution spécifique identique à la VGAI de l'Anses pour les effets sans seuil de dose (pour un excès de risque de cancer de 10^{-5}), **soit 6 µg/m³, pour une durée d'exposition supérieure à 1 an**.

Au vu de la distribution des concentrations mesurées en France tant dans les environnements intérieurs que dans l'air extérieur, des concentrations intérieures supérieures à 6 µg/m³ témoignent de la présence de sources intérieures importantes qu'il convient d'identifier et de réduire.

La valeur de 6 µg/m³ doit donc être considérée comme la valeur :

- pour laquelle des investigations complémentaires doivent être menées ;
- pour laquelle le préfet de département du lieu d'implantation de l'établissement est informé.

La ou les sources en cause doivent être identifiées sans délai et les actions correctives mises en œuvre viseront à abaisser le niveau de concentration de benzène dans les bâtiments concernés jusqu'à une concentration inférieure à 6 µg/m³.

La réalisation de mesures et prélèvements ciblés à partir des étapes clés d'un établissement permet d'identifier, sans en garantir l'exhaustivité, des situations pouvant dégrader la QAI. Les mesures sont réalisées ponctuellement dans la (les) pièce(s) potentiellement impactée(s) avec des approches conduisant à différents niveaux de fiabilité des résultats.

Le HCSP recommande que les campagnes de mesure des polluants ne se limitent pas aux gros travaux. En effet, les petits et moyens travaux, tels qu'une modification du système de ventilation, ont également un impact sur la qualité de l'air intérieur.

Conformément aux recommandations de l'Anses, un prélèvement d'une durée de 7 jours par prélèvement actif sur support adsorbant, désorption solvant au CS_2 et analyse par GC/FID ou GC/MS ou par prélèvement actif sur support adsorbant, désorption thermique et analyse par GC-FID ou GC/MS sera mis en œuvre pour la comparaison des mesures à la valeur repère long terme.

Dans le cas des bâtiments neufs, livrés à partir de 2025, situés à proximité de source de contamination en benzène, ceux-ci devront présenter des teneurs en benzène inférieures à

[2] Les établissements recevant du public concernés sont listés dans le II de l'article R. 221-30 du Code de l'environnement https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000046835238

6 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, notamment celles venant du trafic routier.

1 Introduction et problématique

En zone tempérée, la population passe en moyenne 80 % de son temps dans des environnements clos, d'où l'importance d'y maintenir une bonne qualité d'air. Dans ces espaces intérieurs, les personnes sont exposées à de multiples polluants émis par les activités des occupants, le bâtiment lui-même, ses équipements ou encore sa décoration (revêtements muraux, de sol, meubles…). Certains polluants proviennent aussi de l'environnement extérieur immédiat.

Le principe de la surveillance de la qualité de l'air intérieur 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, métros…).

Un groupe de travail de la commission spécialisée « risques liés à l'environnement » a été mis en place en février 2009 afin de répondre à une saisine adressée par la Direction générale de la santé au Haut Conseil de la santé publique (HCSP) relative à l'établissement de valeurs repères aux fins de la gestion des risques liés à la présence de polluants de l'air dans les espaces intérieurs. Ce groupe de travail a actualisé en 2019 le cadre d'analyse des différents polluants recensés, en s'appuyant sur la publication par l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) de rapports déterminant des « Valeurs Guides d'Air Intérieur (VGAI) » pour différents polluants [1].

En 2011, l'Anses a publié une nouvelle méthode d'élaboration des VGAI applicable aux substances pour lesquelles l'exposition par inhalation est majoritaire, et qui prend en compte le retour d'expérience sur la précédente méthode et les observations reçues des parties prenantes [2]. Les VGAI proposées, sont des valeurs en deçà desquelles il est raisonnable de penser, en l'état actuel des connaissances, que personne, dans la population générale, ne risque de subir les conséquences délétères du polluant considéré. Si elles constituent des valeurs cibles, les VGAI n'ont pas été construites pour indiquer un seuil à partir duquel des actions de protection de la santé doivent être mises en place.

Le benzène a fait l'objet de plusieurs travaux d'expertise dans le cadre des missions pérennes de l'Anses sur les valeurs de référence, notamment la proposition de VGAI en 2008 et de valeur toxicologique de référence (VTR) en 2014 [3] qui visent à protéger la population générale. Les nouvelles données disponibles, notamment sur les effets cancérogènes du benzène ont conduit l'Anses à mettre à jour ces valeurs de référence par inhalation [4]. C'est pourquoi la Direction générale de la santé (DGS) et la Direction générale de la prévention et des risques (DGPR) ont demandé au Haut Conseil de la santé publique (HCSP) de déterminer des valeurs repères d'aide à la gestion de la qualité de l'air intérieur pour le benzène.

Ces valeurs permettront notamment de préciser la valeur repère d'aide à la gestion à utiliser pour l'application de l'article R-221-30 du Code de l'environnement au-delà de laquelle des investigations complémentaires doivent être menées par le propriétaire ou l'exploitant de l'établissement et le préfet du département du lieu d'implantation de l'établissement doit être informé des résultats.

Ces valeurs peuvent aussi servir de référence pour la qualité de l'air dans les domiciles.

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

Le benzène (CAS 71-43-2) est un hydrocarbure aromatique monocyclique dont la formule moléculaire est C_6H_6[3]. A température ambiante, le benzène est sous forme de liquide incolore, volatil et très inflammable [5]. Il a une odeur aromatique caractéristique ayant un seuil olfactif variant entre 4,7 à 100 ppm dans l'air et de 2 mg/l dans l'eau et un seuil de goût entre 0,5 et 4,5 mg/l [6]. Le benzène est relativement soluble dans l'eau et dans la majorité des solvants organiques. Il se concentre peu dans les organismes aquatiques (coefficient de bioconcentration de 1 à 20) [7]. Sa demi-vie dans l'eau varie entre 1 heure et 720 jours selon qu'il s'agit d'eau de surface ou d'eau souterraine ou encore selon certaines conditions environnementales (ex. : saisons) [7][8].

2.1 Classement

Le benzène a été classé dans le groupe 1 (cancérogène pour l'Homme) par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) en 1979 [9] et est enregistré dans le règlement (CE) n°1907/2006 (REACh). Cette substance est produite ou importée dans l'Union européenne entre 1 million et 10 millions de tonnes par an. Le benzène est inscrit à l'annexe XVII du règlement REACh relative aux « restrictions applicables à la fabrication, à la mise sur le marché et à l'utilisation de certaines substances dangereuses et de certains mélanges et articles dangereux ».

Au titre du règlement (CE) n°1272/2008 (CLP pour Classification, Labelling, Packaging), le benzène dispose d'une classification harmonisée.

Les symboles classant le benzène sont : SGH02, SGH07 et SGH08.

- SGH02 : Inflammable (ce produit peut s'enflammer au contact d'une flamme, d'une étincelle, d'électricité statique, sous l'effet de la chaleur, de frottements, au contact de l'air ou au contact de l'eau en dégageant des gaz inflammables) ;
- SGH07 : Dangereux pour la santé (peut empoisonner à forte dose - peut irriter la peau, les yeux, les voies respiratoires - peut provoquer des allergies cutanées - peut provoquer somnolence ou vertige - produit qui détruit la couche d'ozone) ;
- SGH08 : Nuit gravement pour la santé (peut provoquer le cancer, modifier l'ADN, nuire à la fertilité ou au fœtus, altérer le fonctionnement de certains organes - peut être mortel en cas d'ingestion et de pénétration dans les voies respiratoires - peut provoquer des difficultés respiratoires ou des allergies respiratoires) ;

Les mentions de danger qui le représentent sont :

- H225 liquide et vapeurs très inflammables ;
- H315 Provoque une irritation cutanée ;
- H319 Provoque une sévère irritation des yeux ;
- H304 Peut être mortel en cas d'ingestion et de pénétration dans les voies respiratoires ;
- H340 Peut induire des anomalies génétiques ;
- H350 Peut provoquer le cancer ;
- H372 Risque avéré d'effets graves pour les organes à la suite d'expositions répétées ou d'une exposition prolongée.

2.2 Production

Le benzène peut provenir de sources naturelles, mais elles sont négligeables. Du benzène peut aussi être libéré dans l'air par les émissions gazeuses provenant des volcans et des feux de forêts [6].

La fabrication du benzène et ses diverses utilisations libèrent également du benzène dans l'atmosphère. Il est obtenu par distillation de la houille et du pétrole. Le benzène est l'une des

[3] La conversion entre ppm et unités massiques pour ce composé est : 1 ppm= 3,25 mg/m^3 = 3250 µg/m^3

molécules qui sont à la base de la chimie organique [10]. C'est donc un intermédiaire pour une très grande gamme de produits organiques de base. Il est rencontré notamment dans :

- L'industrie pétrochimique (les raffineries ont des installations automatisées mais peuvent inclure des interventions manuelles sur réacteurs, tuyauteries, vannes…) ;
- L'industrie chimique, comme produit de départ de nombreuses synthèses (synthèse du phénol, du styrène, de l'aniline, du nitrobenzène, du cyclohexane) qui sont eux-mêmes des intermédiaires utilisés pour la fabrication de matières plastiques, colorants, textiles ;
- La parfumerie ou la distillation du bois, comme extracteur et pour la recherche d'arômes (odeur de pin, de pain grillé, de fraise…) ;
- L'industrie électronique, comme dégraissant de composants pour lesquels on recherche la plus grande pureté ;
- Les laboratoires de chimie en synthèse (recherche) ;

L'automobile est en grande partie responsable de la pollution atmosphérique par le benzène (gaz d'échappement, émanation lors du remplissage des réservoirs). Comme sous-produit du pétrole, il entre dans la composition des essences. Le benzène est présent dans les carburants (en particulier dans l'essence sans plomb qui peut en renfermer jusqu'à 1% en volume, dans l'Union européenne [11]

2.3 Sources d'émission

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 :

- Les combustions domestiques pour la cuisson des aliments et le chauffage des locaux ainsi que les cheminées (combustion du bois) ;
- 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 est attendue comme faible en raison de la réglementation très restrictive qui s'applique à ce composé. En effet, le benzène, classé CMR 1, ne peut se trouver dans les produits d'entretien qu'à des concentrations inférieures à 0,1 %. Il ne doit pas entrer dans la composition des produits de construction, de décoration et d'ameublement, ou encore des jouets ou parties de jouets mis sur le marché lorsque la concentration en benzène libre est supérieure à 5 mg/kg (0,0005 %) du poids du jouet ou d'une partie du jouet.

D'après Santé Canada [12], les principaux facteurs associés aux concentrations de benzène dans les logements sont la présence d'un garage attenant, l'entreposage de peintures, de solvants et d'essence dans le garage ou dans la maison, le fait de fumer à l'intérieur, l'infiltration d'air extérieur et la ventilation.

En France, les émissions annuelles de benzène sont quantifiées par le Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (Citepa). Les données du Citepa montrent que dans l'air extérieur, en 2021, le principal émetteur de benzène reste le secteur résidentiel et tertiaire (65 %) en raison notamment de la combustion du bois, suivi du transport (15,2 %). Les émissions de benzène ont baissé d'environ 50 % entre 2010 et 2021, tous secteurs confondus [13].

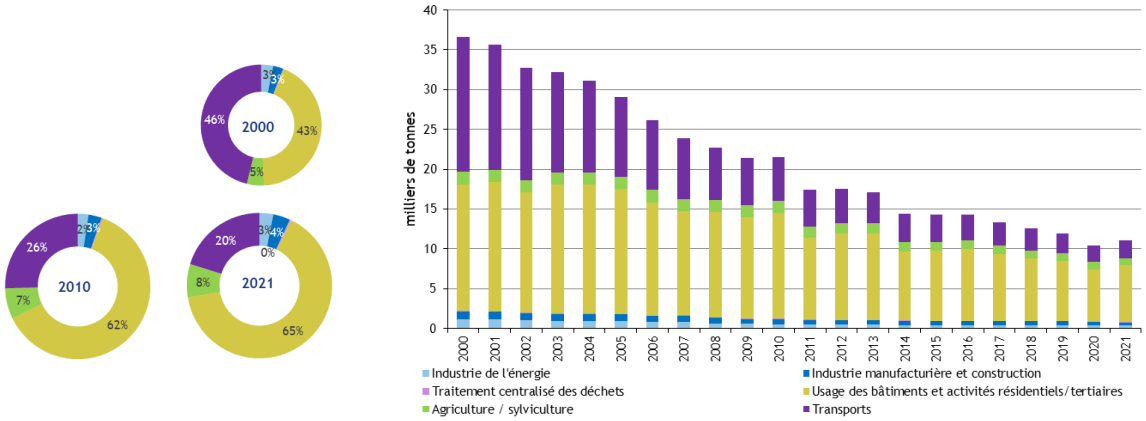


Figure I : Répartition des émissions de benzène en France hexagonale [13]

3 Effets sur la santé

L'ensemble des informations et des données toxicologiques provient de diverses monographies publiées par des organismes reconnus pour la qualité scientifique de leurs documents : Centre international de recherche sur le cancer (CIRC), Organisation mondiale de la santé (OMS), *United states – Environmental protection agency* (US-EPA), *Agency for Toxic Substances and Disease Registry (*ATSDR), Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses), Institut National de Recherche et de Sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles (INRS).

Les références bibliographiques des auteurs sont citées pour permettre un accès à l'information scientifique source mais n'ont pas fait l'objet d'un nouvel examen critique dans le cadre de ce rapport. Les effets du benzène chez l'Homme sont suffisamment bien documentés pour caractériser ses dangers. Dans les paragraphes ci-après, seuls les effets liés à l'inhalation sont présentés, en raison du champ couvert par ce rapport sur la qualité de l'air intérieur.

3.1 Toxicocinétique

La principale voie d'exposition au benzène est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané. Les taux d'absorption sont de 50 % par inhalation (donnée chez l'Homme). 97 % du benzène ingéré est absorbé (données chez l'animal). Tandis que par contact cutané, l'absorption est limitée (0,4 mg/cm²/h ; donnée chez l'Homme) et reste secondaire par rapport à d'autres voies d'exposition [6] [8] [14].

Le benzène absorbé est distribué rapidement par le sang à travers l'organisme, dont la moelle osseuse, tissus dans lequel la toxicité du benzène se manifeste [6] [8] [14].

Il peut être par la suite converti en catéchol, en hydroquinone, ou en benzoquinone. Ces métabolites seraient en partie responsables de la toxicité du benzène [8] [15]. Le benzène peut aussi être métabolisé en acide trans, trans-muconique ou en acide S-phénylmercapturique [6]. La transformation métabolique du benzène est majoritairement hépatique, et médullaire mais aussi pulmonaire. Le métabolisme du benzène est complexe et semble qualitativement similaire chez l'Homme et l'animal [16] [17] [18] [19]. Le benzène est principalement métabolisé au niveau du foie en phénol par la voie oxydative du cytochrome P450 (CYP) 2E1 [6] [8]. La quasi-totalité des métabolites a une structure cyclique.

La première étape, déterminante dans la toxicité du benzène, consiste en une oxydation catalysée principalement par le cytochrome P450 2E1 conduisant à la formation d'un benzène-époxyde (qui est en équilibre avec la forme oxépine) [20]. D'autres CYP450 peuvent également intervenir [21] [22].

Dans une deuxième étape, trois voies métaboliques peuvent être empruntées par cet intermédiaire très électrophile :

- Réarrangement spontané non enzymatique du benzène–époxyde en phénol [22].
- Transformation du benzène-époxyde en benzène-dihydrodiol sous l'action d'une enzyme époxyde-hydrolase.
- Conjugaison au glutathion catalysée par une glutathion-S-époxyde transférase en 1 glutathionyl 2-OH-3,5 cyclohexadiène puis en acide S-phénylmercapturique en milieu acide, qui s'élimine dans les urines [23] [18] [24] [25] [26] [27].

D'autres cytochromes peuvent également être impliqués notamment les CYP2A13, CYP2B1 et CYP2F2, CYP2F1 [28] [29] [30] [31][32] [33].

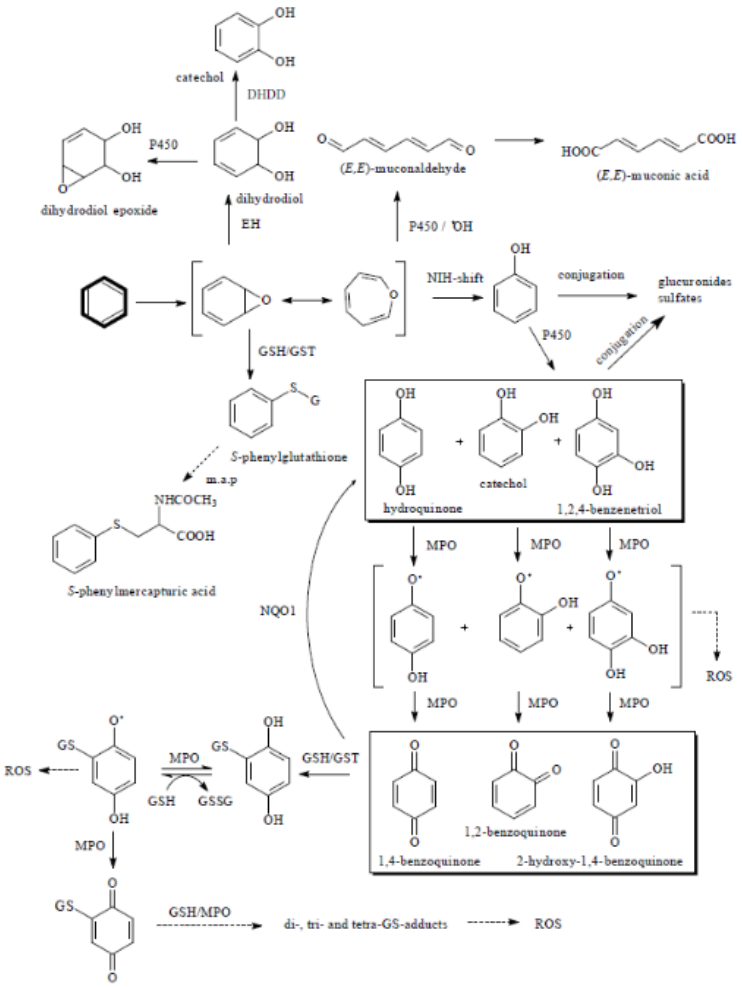


Figure II : schéma simplifié des différentes voies métaboliques du benzène [21]

L'expiration est la voie d'élimination préférentielle pour le benzène non métabolisé (principalement le benzène inhalé), tandis que l'urine est la voie d'excrétion principale pour les métabolites du benzène (on retrouve également du benzène non métabolisé dans l'urine [8]). Chez l'Homme, le phénol est le principal métabolite urinaire, suivi du catéchol, de l'hydroquinone, de l'acide trans, trans-muconique et de l'acide S-phénylmercapturique [8]. Généralement, la majorité des métabolites urinaires du benzène est éliminée dans les 48 heures suivant l'exposition [6].

Des différences de susceptibilités génétiques peuvent moduler fortement la réponse de chaque individu [34] [35]. Ainsi, il a été montré que les individus présentant une toxicité hématologique au benzène avaient une activité CYP2E1 forte et une activité NAD(P)H quinone oxydoréductase (NQO1) faible [36] [37]. De même, le polymorphisme génétique des glutathion-S-transférases (GST-T1 et GST-M1), joue un rôle prépondérant sur la toxicité du benzène dans les populations GST déficitaires [38].

Malgré de nombreux travaux et des progrès récents, les mécanismes conduisant aux effets hématotoxiques du benzène demeurent non totalement élucidés [21][35]. Toutefois, le rôle déterminant du métabolisme fait consensus. Si les responsabilités de l'époxybenzène et du trans-muconaldéhyde ont été initialement suspectés, les métabolites phénoliques du benzène, en particulier les métabolites quinoniques et/ou semi-quinoniques jouent un rôle majeur. Ces métabolites transportés du sang vers la moelle osseuse vont pouvoir agir directement par l'intermédiaire de plusieurs mécanismes ou être convertis en espèces réactives (comme la transformation d'hydroquinone en benzoquinones), notamment par la myélopéroxydase et d'autres enzymes. La faible activité de la quinone oxydoréductase NADPH-dépendante dans la moelle

(NQO1), enzyme qui réduit (détoxifie) efficacement les quinones, pourrait expliquer en partie la toxicité hématologique du benzène.

3.2 Effets cancérogènes

Le benzène est classé comme agent cancérogène pour l'Homme (groupe 1) par le CIRC depuis 1979 [9], sur la base d'indications suffisantes chez l'Homme et l'animal selon lesquelles il provoque des leucémies. Ce classement a été confirmé spécifiquement pour la leucémie aiguë myéloïde (LAM) et/ou les leucémies aiguës non lymphoïdes (LANL) chez l'adulte dans les monographies du CIRC publiées en 2012 [39] puis en 2018 [21].

Le benzène a été classé dans la classe A par l'US-EPA en 1998 [15] et C1A (substance dont le potentiel cancérogène pour l'être humain est avéré ; la classification dans cette catégorie s'appuyant largement sur les données humaines) par l'UE (Union européenne) en 2008.

De nombreuses études ont rapporté une augmentation de l'incidence des cancers au cours d'expositions professionnelles au benzène, essentiellement des leucémies myéloïdes. Les leucémies aiguës non lymphocytaires (LANL), dont les leucémies myéloïdes aiguës (LMA) sont les pathologies les plus souvent observées dans les études de cas. Cependant, les différentes études épidémiologiques ont permis de montrer une association significative avec les leucémies de tout type, voire avec d'autres affections du tissu hématopoïétique comme les lymphomes malins non hodgkiniens (LMNH) et les myélomes multiples [21].

De nombreuses études de cohortes confirment le lien entre l'exposition au benzène et la genèse des LANL (leucémies aiguës non lymphocytaires), avec en particulier les LMA (Leucémie myéloïde aiguë) dans de nombreuses industries implantées dans différents pays tels que les États-Unis, le Royaume-Uni, la Chine, le Danemark, la Norvège, la Suède, la Finlande, la France, l'Australie, le Canada ([40] [41] [42] [43] [44] [45] [46] [47] [48] [49] [50]. Ainsi par exemple pour le risque de LMA, un SMR (*Standardized Mortality Ratio*) de 27,2 [3,3 - 98,2] pour des expositions cumulées au benzène comprises entre 200 et 400 ppm-an est rapporté [51].

Les résultats de la méta-analyse réalisée par le groupe de travail du CIRC en 2018 et regroupant 16 études publiées entre 1993 et 2015 confirment le lien établi entre l'exposition au benzène et l'apparition de LMA avec un OR[4] (odds ratio) de 1,54 [1,16 – 2,05] (13 études retenues de 1993 à 2015) [21]. Les études cas-témoins n'apportent que peu d'éléments supplémentaires. Cependant, une étude cas-témoin a montré une augmentation du risque de LANL chez des enfants de moins de 15 ans dont les mères ont été exposées professionnellement au benzène pendant la grossesse avec un OR = 4,0 [1,8 – 9,3] [52].

Postérieurement à la publication du CIRC, deux méta-analyses ont examiné l'association entre l'exposition au benzène et le risque de leucémie infantile [53] [54]. Ces méta-analyses fournissent des résultats contradictoires. Chez l'enfant, les données sur les leucémies s'appuient, en général, sur des études utilisant l'exposition au trafic routier comme indicateur de l'exposition au benzène. Deux méta-analyses récentes ont fourni des résultats différents. Filippini *et al*. ont étudié pour la première fois la forme de la relation entre la densité du trafic routier ou les expositions aux polluants atmosphériques (benzène, NO_2) et le risque de leucémie infantile [53]. Il n'a pas été observé de seuil d'exposition pour le benzène, en particulier pour la LAM. L'association du benzène était nettement plus forte avec la LAM qu'avec la LLA (leucémie lymphoïde aiguë). La méta-analyse de Gong *et al*. (2019) ne montre pas d'association entre une exposition « faible » ou « forte » au benzène et le risque de leucémies infantiles [54]. Une association non significative entre une exposition modérée au benzène et le risque de leucémie infantile est rapportée.

[4] OR : odds ratio ou odds ratio. Un « odd » (ou cote) est le rapport de deux probabilités complémentaires : la probabilité P de survenue d'un événement (« risque ») divisée par la probabilité (1-P) que cet événement ne survienne pas (« non risque », c'est-à-dire survie sans l'événement).

Si des cancers pulmonaires et rénaux ont été observés dans certaines études [55] [56] [57], ils n'ont pas été retrouvés dans d'autres études [42] [58] [59] [60] [61]. Pour l'IARC, seuls les cancers pulmonaires peuvent être associés à l'exposition au benzène, mais les données sont insuffisantes pour l'affirmer.

L'analyse des données existantes a montré que la plupart des analyses était basée sur la mortalité par leucémie, tous types confondus, ce qui constituait une limite aux yeux du GT et du comité d'experts spécialisés (CES) de l'Anses, puisque le terme « leucémie » englobe un ensemble de maladies touchant les tissus hématopoïétiques et lymphatiques, qui n'ont pas forcément les mêmes facteurs de risque. C'est pour la leucémie aiguë myéloïde que le niveau de preuve d'une association causale avec l'exposition au benzène est le plus élevé, d'après la monographie du CIRC de 2018 [21].

En 2024, l'Anses retient la leucémie myéloïde aiguë comme effet critique et l'hypothèse d'un effet cancérogène sans seuil de dose [62].

L'Anses [62] s'appuie sur la méta-régression de Scholten *et al*. [63] incluant 6 études épidémiologiques et considérant comme effet critique la LAM pour construire une VTR pour les effets cancérigènes sans seuil du benzène. Selon l'Anses, « La combinaison des résultats de plusieurs études épidémiologiques est intéressante pour accroître *la robustesse et la précision dans l'estimation du risque de LAM. Par ailleurs, le choix de cet effet critique est pertinent puisqu'il s'agit du type de leucémie pour lequel le niveau de preuve d'une association causale avec l'exposition au benzène est le plus élevé selon le CIRC. L'approche retenue pour la construction de l'ERU (Excès de risque unitaire) s'appuie sur l'utilisation d'une table de survie qui est à privilégier quand les données nécessaires (incidence ou mortalité par classe d'âge en France pour l'effet critique) sont disponibles selon les recommandations de l'Anses* [2]».

3.3 Effets mutagènes

Le benzène est classé M1B[5] par l'Union européenne (2008).

Le benzène est génotoxique et induit des aberrations chromosomiques et des micronoyaux *in vivo* chez l'animal. Chez l'Homme, aucune relation ne peut actuellement être établie entre les types de lésions chromosomiques observées *in vitro* et les effets sur la santé.

Les données disponibles montrent que ce sont les métabolites du benzène qui conduisent aux effets génotoxiques. Il est possible que chaque métabolite produise ses propres effets, ce qui expliquerait les différences observées dans les résultats des différents essais réalisés [62].

De nombreuses études menées chez différentes populations de travailleurs dans différents pays pendant plus de 30 ans ont montré une variété d'effets génotoxiques incluant des aberrations chromosomiques dans des lymphocytes de travailleurs exposés au benzène [39].

Les résultats d'une méta-analyse regroupant 68 études confirment des associations significatives entre l'exposition professionnelle au benzène et l'augmentation de la fréquence de différents types d'anomalies génétiques (micronoyaux, échanges de chromatides sœurs, aberrations chromosomiques, lésions primaires de l'ADN) ($p<0,05$) dès 1 ppm [64].

La production de métabolites électrophiles réactifs est responsable de la génotoxicité du benzène, qui s'exprime notamment par [21] :

- Des altérations de l'ADN dans les cellules humaines *in vitro* (cassures de l'ADN, micronoyaux, aberrations chromosomiques)
- L'induction d'adduits à l'ADN *in vitro* dans les cellules hématopoïétiques humaines ;

[5] Substances dont la capacité d'induire des mutations héréditaires dans les cellules germinales des êtres humains est supposée

- L'induction d'adduits à l'ADN *in vivo* dans des systèmes expérimentaux (souris) (moelle osseuse et leucocytes) ;
- La formation de dommages oxydatifs à l'ADN (8-OHdG) (stress oxydatif) chez l'Homme *in vivo* ;
- Des effets clastogènes (aberrations chromosomiques, micronoyaux) *in vitro* et *in vivo*, chez l'animal et chez l'Homme.

3.4 Effets reprotoxiques

Le benzène n'est pas classé reprotoxique par l'UE.

L'exposition professionnelle au benzène a été associée à des altérations des fonctions et/ou capacités de reproduction et à des anomalies du développement chez l'Homme (menstruations anormales, perte excessive de sang pendant l'accouchement, avortement spontané, mortinaissance) [8] [65]. De plus, l'exposition parentale par inhalation en milieu de travail a été associée à des effets néfastes sur sa descendance (retard de croissance fœtale, hypotrophie fœtale, mortinaissance) [65]. Ces associations sont cependant équivoques compte tenu de la faiblesse méthodologique des études effectuées et du manque de lien de causalité à de faibles niveaux d'exposition [8] [66] [67].

Des effets néfastes du benzène sur le système reproductif et le développement sont aussi observés chez l'animal (retard de développement, dommages aux testicules et aux spermatozoïdes incluant des lésions chromosomiques et réduction des précurseurs érythroïdes) [8] [65]. De plus, le benzène induit chez les animaux des dommages à l'ADN des spermatozoïdes ainsi qu'une génotoxicité transplacentaire pouvant appuyer l'hypothèse d'un effet transgénérationnel du benzène chez l'Homme [66].

Le benzène passe la barrière placentaire et est retrouvé dans la moelle osseuse du fœtus à des niveaux supérieurs ou égaux à ceux mesurés chez la mère exposée par inhalation [68]. Chez la femme, bien que quelques études suggèrent une fréquence accrue d'avortements lors d'une exposition au benzène, aucun élément ne permet de conclure à une tératogénicité ou à une fœtotoxicité. Les études sur les effets par inhalation du benzène sur le développement intra-utérin ou après la naissance [69] [70] [71] [72] [73] ne sont pas suffisantes pour établir une relation causale.

Parmi les études plus récentes réalisées en milieu urbain pour de plus faibles expositions, aucune n'a pu établir d'association entre l'exposition au benzène pendant la grossesse et des anomalies fœtales ou encore d'effets sur le développement psychomoteur des enfants [74] [75] [76].

3.5 Effets systémiques

3.5.1 Effets systémiques aigus

Chez l'Homme, des expositions massives (supérieures à 20 000 ppm soit 64 980 mg/m^3) au benzène induisent des effets anesthésiants, une narcose habituellement précédée d'une phase d'excitation et une dépression respiratoire conduisant à la mort. Pour des expositions à des concentrations plus faibles (comprises entre 300 et 3000 ppm soit entre 975 et 9750 mg/m^3) les effets correspondent à une excitation puis à des troubles de la parole, des céphalées, des vertiges, des insomnies, des nausées, des paresthésies dans les mains et les pieds et de la fatigue. Des irritations locales pulmonaires, cutanées et du tube digestif sont également rapportées [77] [78] [79].

L'effet critique retenu pour l'exposition « court terme » au benzène correspond aux effets hématologiques, avec un mécanisme d'action à seuil [4].

3.5.2 Effets systémiques chroniques

La cible principale du benzène après une exposition à long terme est le système sanguin, avec des conséquences sur la moelle osseuse, une diminution des globules rouges, une anémie ou plus rarement une polyglobulie (lignée des globules rouges), une leucopénie ou parfois une hyperleucocytose (globules blancs), une thrombopénie (plaquettes). Ces manifestations sont réversibles après arrêt de l'exposition.

À un stade plus important, cette toxicité hématologique peut se manifester par une aplasie médullaire, une dépression totale de la production des cellules sanguines. Ces atteintes ont été décrites dans plusieurs études épidémiologiques, notamment chez des travailleurs exposés à de fortes concentrations (entre 210 et 640 ppm soit entre 670 et 2042 mg/m^3) de benzène.

Le syndrome psycho-organique (troubles de la mémoire, de la concentration, de la personnalité, insomnie, diminution des performances intellectuelles correspondant à des effets sur le système nerveux central) a été décrit lors d'exposition chronique au benzène. Ce syndrome est également noté pour le toluène et les styrènes. Ainsi, plusieurs études montrent des altérations neurologiques [80] [81] [82] qui semblent liées à des expositions au benzène mais les co-expositions, ou le manque de données relatives aux niveaux d'exposition, limitent la portée des conclusions.

Dans la cadre d'une enquête réalisée sur 352 enfants âgés d'1 an exposés à des concentrations de l'ordre de 1,46 µg/m^3, aucune association n'a été rapportée entre les symptômes respiratoires (toux, infections pulmonaires, respiration sifflante) et la concentration d'air intérieur de benzène au domicile des enfants [83].

Chez l'Homme, l'atteinte de la moelle osseuse est un signe précoce de la toxicité chronique du benzène. La plupart des effets sanguins (anémie, thrombocytopénie, granulopénie, lymphopénie, pancytopénie, et leucémie) ont été associés à des expositions par inhalation. L'effet critique retenu pour l'exposition « long terme » au benzène correspond aux effets hématologiques, avec un mécanisme d'action à seuil [4].

3.6 Groupes vulnérables

Les données sur la toxicité hémato-développementale du benzène chez les animaux suggèrent que les enfants pourraient être plus sensibles aux effets toxiques du benzène que les adultes, bien que cette hypothèse n'ait pas été confirmée chez l'humain [15]. Outre le fait que les enfants ont un taux de ventilation plus élevé que les adultes, ils peuvent être plus vulnérables à la leucémogenèse puisque leurs cellules hématopoïétiques sont en cours de développement et de maturation [15]. La littérature chez l'Homme ne fait pas mention non plus d'une sensibilité accrue au benzène selon le sexe [67]. Chez la souris, le mâle est plus sensible aux effets du benzène, tandis que chez le rat, la femelle a une sensibilité accrue aux effets du benzène [67].

Toutefois, les effets du benzène peuvent différer entre les individus ou les sous-groupes populationnels en fonction de divers facteurs de variabilité et de susceptibilité [6] :

- polymorphismes génétiques associés aux enzymes impliqués dans le métabolisme du benzène (NAD(P)H :quinone oxydoréductase (NQ01); CYP2E1; glutathion -s-transférase);
- sources alimentaires et endogènes des métabolites du benzène;
- associations avec un historique de certaines infections (tuberculose, maladies coronariennes, néphrites, rougeole, varicelle).

3.7 Interactions avec d'autres substances

La consommation d'alcool augmente la sévérité de la toxicité du benzène, tant chez l'Homme que chez l'animal puisque l'alcool induit l'enzyme de la première étape du métabolisme du benzène (médiée par le CYP2E1), lequel favorise la production des métabolites toxiques du benzène [6]. D'autres substances, telles que le toluène, le phénobarbital et l'acétone, peuvent aussi altérer le métabolisme ou la toxicité du benzène [6]. Certaines sources alimentaires et endogènes des

métabolites du benzène (catéchol, hydroquinone, phénol) peuvent aussi modifier (à la hausse ou à la baisse) la toxicité ou le métabolisme du benzène, telles que la fumée de cigarette ou de bois, le miel, les canneberges, les bleuets, les poires, certaines tisanes et le café [66].

4 Distribution des niveaux d'exposition

Les données de concentration dans l'air intérieur présentées dans les paragraphes suivants sont, autant que possible, des données françaises les plus récentes.

4.1 Dans les différents milieux intérieurs

4.1.1 Dans l'habitat

Campagne Nationale Logement (CNL)

Le benzène a été mesuré au cours de la campagne nationale logements (CNL1) de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur [84] menée de 2003 à 2005 dans plus de 550 habitats sélectionnés selon un processus aléatoire sur l'ensemble du territoire métropolitain. Les résultats de benzène portent exactement sur 541 logements et 139 garages attenants. Les prélèvements ont été réalisés à l'aide de capteurs passifs, sur une période de 7 jours, localisés dans la chambre principale du logement.

La concentration médiane est de 2,1 µg/m³ [84].

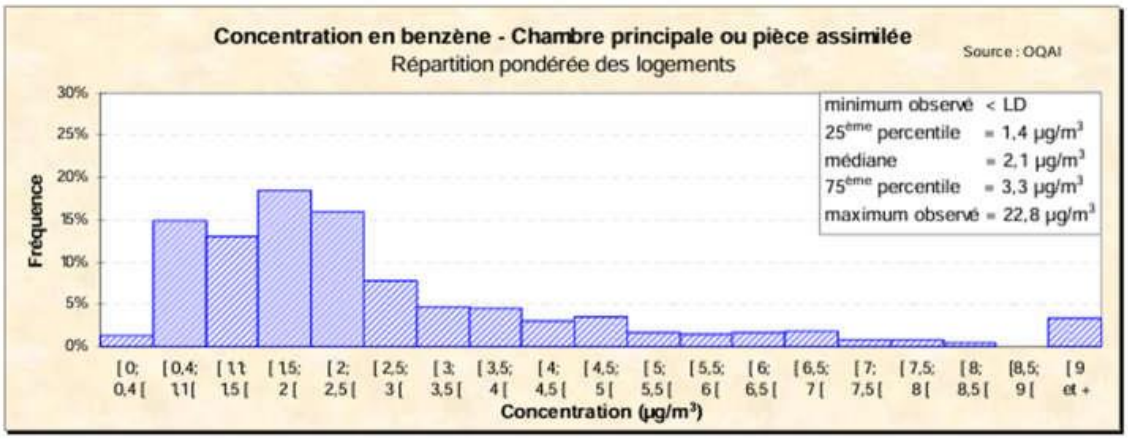


Figure III : Concentrations intérieures dans les résidences principales de France hexagonale dans la CNL1 [84]

Dans les logements de la CNL1, 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 µg/m³, le percentile 90 de 13 µg/m³ et la valeur maximale de 30,0 µg/m³.

Concentrations de benzène en µg/m³	Garages attenants OQAI 2006 (n= 139)
Minimum	<0,4
Percentile 25	1,8
Médiane	4,4
Percentile 75	9,3
Maximum	30,0

Tableau I : Distribution des concentrations de benzène dans les garages attenants en France métropolitaine [84]

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.

	Ensemble des logements	Logements sans fumeur	Logements sans garage	Logements sans combustion domestique	Logements non fumeurs 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 (µg/m³) selon la présence ou l'absence de sources liées à la combustion.

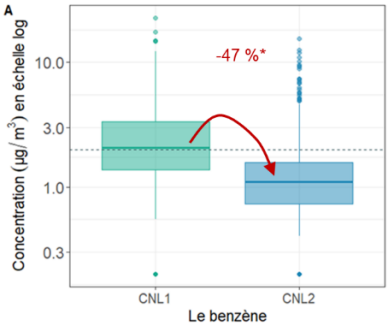
L'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) a lancé une nouvelle campagne nationale visant à actualiser les données de la première étude et à mieux connaître la qualité de l'air dans les logements en France métropolitaine continentale (CNL2). En effet, la réglementation thermique pour la construction des nouveaux bâtiments ou leur rénovation a évolué faisant intervenir de nouveaux matériaux. Les pratiques des ménages et leur attention portée à l'environnement ont également pu changer et modifier leur impact sur la QAI. Les prélèvements de COV ont été réalisés à l'aide de diffuseur radial (cartouche Radiello® code 145 – Carbograph 4) pendant 7 jours. Les résultats de benzène portent exactement sur 569 logements [85].

Le benzène a été détecté dans 96% des logements étudiés. Le benzène dépasse la valeur de 2 µg/m³ dans 21,3 % des logements et la valeur de 10 µg/m³ dans 0,4 % des logements.

Concentrations de benzène en µg/m³	Logements français OQAI 2024 (n=569)
Minimum	<LD
Percentile 25	0,8
Médiane	1,2
Percentile 75	1,8
Percentile 90	3,1
Maximum	15,4

Tableau III : Distribution des concentrations intérieures en benzène dans les résidences principales de France hexagonale dans la CNL2 [85]

Une baisse significative des concentrations est observée pour le benzène, entre la CNL1 et la CNL2. La proportion de logements dont la concentration en benzène dépasse 2 µg/m³ baisse significativement (21 % en CNL2 contre 51 % en CNL1).



*Ecart relatif de la concentration médiane (CNL2 – CNL1)

Figure IV : Comparaison des concentrations intérieures dans les résidences principales de France hexagonale entre CNL1 et CNL2 [85]

Campagne de mesure dans les Bâtiments Performants en Energie (BPE) :

L'OQAI a publié un état des lieux de la qualité de l'air de 72 logements répartis dans 43 BPE [86]. Les mesures ont été effectuées de janvier 2013 à juillet 2014, pendant 7 jours, à deux saisons contrastées. À noter que les données de ce rapport sont issues d'une base de référence, alimentée à partir du volontariat, qui n'est pas statistiquement représentative de l'ensemble des bâtiments performants en énergie construits ou rénovés en France.

Concentrations de benzène en µg/m³	Bâtiments Performants en Energie		
	Chambre (n = 67)	Salon (n = 67)	Moyenne des logements (n = 68)
Minimum	0,4	0,4	0,5
Percentile 25	1,0	1,1	1,0
Médiane	1,4	1,6	1,5
Percentile 75	2,1	2,3	2,2
Maximum	7,0	6,0	7,0

Tableau IV : Concentrations en benzène mesurées dans les Bâtiments Performants en Énergie (BPE) [86]

4.1.2 Dans les écoles

Le benzène a été mesuré dans la campagne « écoles » de l'OQAI, conduite de 2013 à 2017 pour décrire la qualité de l'environnement intérieur des salles de classe dans les écoles françaises. Un échantillon de 300 écoles a été tiré au sort parmi environ 67 300 écoles maternelles et élémentaires situées en France hexagonale. Un échantillonneur passif de type Radiello® a été disposé dans chaque salle de classe sur une semaine de cours du lundi matin à 8 h au vendredi après-midi à 17 h. Le benzène est détecté dans l'ensemble des classes étudiées et quantifié dans 99 % des échantillons. [87].

Concentrations de benzène en µg/m³	Ecoles françaises OQAI 2019 N = 296 écoles (effectif redressé =66 044)
Percentile 25	0,9
Médiane	1,2
Percentile 75	1,6
Percentile 95	3,1

Tableau V : Concentrations en benzène dans les écoles en France [87]

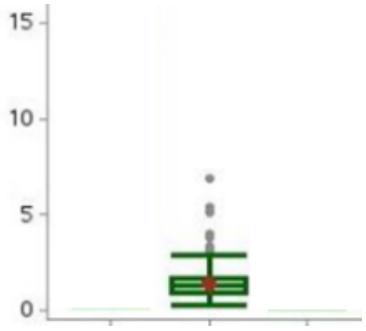


Figure V : Distributions des concentrations en benzène (µg/m³) dans l'air des écoles en France [87]

La valeur de 10 µg/m³ n'est jamais dépassée ; 17 % des écoles présentent au moins une salle de classe dépassant la valeur de 2 µg/m³ et 2 % des valeurs sont comprises entre 5 et 10 µg/m³. Les concentrations en benzène sont plus faibles que celles rapportées dans des études précédentes en France en 2010 et 2015. Cette différence s'explique pour partie par le fait que les concentrations extérieures en benzène ont diminué de 2000 à 2016 selon le ministère en charge de l'Écologie [88] [87].

Le benzène a également été mesuré dans le cadre du projet SINPHONIE mené dans 115 écoles de 54 villes de 23 pays européens, de novembre 2011 à mars 2012. Chaque pays est représenté par 3 à 6 écoles [89].

Concentrations de benzène en µg/m³	Ecoles « Sinphonie » (n = 5175
Percentile 25	1,13
Médiane	2,39
Percentile 75	4,83
Percentile 90	11,1
Percentile 99	32,56

Tableau VI : Concentrations en benzène dans les écoles du projet SINPHONIE [89]

Environ 25 % des élèves ont été exposés à du benzène à l'école à des concentrations supérieures à 5 µg/m³. Les concentrations de benzène dans l'air intérieur étaient nettement plus élevées dans le sud et le centre-est de l'Europe [89].

4.1.3 Dans les bureaux

Après le logement, le bureau est le second lieu de vie pour de nombreux travailleurs. Les espaces de bureaux ont été bien moins étudiés que les logements ou les lieux accueillant les jeunes enfants.

OFFICAIR – 2010-2014

OFFICAIR est un projet collaboratif européen, financé par l'Union européenne dans le cadre du septième Programme Cadre Recherche et Développement.

Ce projet a démarré le 1er novembre 2010 et s'est achevé le 31 octobre 2013. Il a impliqué 8 pays européens. Les bureaux étaient localisés en Finlande (n = 6), en France (n = 9), en Grèce (n = 5), en Hongrie (n = 5), en Italie (n = 4), aux Pays-Bas (n = 4), au Portugal (n = 4) et en Espagne (n = 3). Les immeubles français étaient situés à Paris, Meylan et Strasbourg. Les mesures ont eu lieu durant une semaine en été (2012), puis une semaine en hiver (2012-2013) du lundi au vendredi, dans 37 bâtiments. Les mesures ont été réalisées dans 4 pièces de chaque ensemble de bureaux [90].

Polluant	Ventilation	Été		Hiver	
		Médiane tous immeubles (n=37) en µg/m³	Médiane immeubles français (n=9) en µg/m³	Médiane tous immeubles (n=35) en µg/m³	Médiane immeubles français (n=9) en µg/m³
Benzène	80 % des bâtiments mécaniquement 5 % naturellement 100 % des immeubles français	0,95	2,2	1,8	1,5

Tableau VII : Concentration en benzène dans les bureaux projet OFFICAIR – (2010 – 2014)

4.1.4 Dans les établissements sanitaires et médico-sociaux (ESMS)

De mars 2019 à mars 2021, l'OQAI a mené une campagne nationale pour décrire la qualité de l'environnement intérieur des établissements sanitaires et médicosociaux en France métropolitaine (campagne ESMS). Pour cela, un échantillon de 97 établissements a été recruté par tirage au sort et sur la base du volontariat de février 2019 à fin décembre 2020. Les ESMS participant à la campagne sont des établissements d'hébergement de personnes âgées, des unités

de soins de longue durée et des établissements d'accueil d'enfants et d'adultes handicapés. Dans chaque établissement, une pièce de vie commune et deux chambres ont fait l'objet de mesurages. Un échantillonneur passif de type Radiello® a été disposé dans les deux chambres et la pièce de vie commune de chaque ESMS pendant 7 jours de J1 à J8. Les COV ont également été prélevés par pompage actif de l'air au travers d'une cartouche d'adsorbant contenant un polymère poreux (Tenax TA®). Le prélèvement actif n'a eu lieu que dans la pièce de vie commune de chaque ESMS enquêtés, généralement à J1, pendant 6 heures en continu (± 30 min). La borne maximale a été fixée à 375 minutes pour ne pas dépasser le volume de perçage du benzène [91].

Concentrations de benzène en µg/m³	Prélèvements passifs Pièces de vie et chambres -ESMS (n = 286 pièces)	Prélèvements actifs Pièces de vie des ESMS (n=88 pièces de vie commune)
Percentile 5	< LD	< LD
Percentile 25	0,3	< LD
Médiane	0,6	< LD
Percentile 75	1,1	1,5
Percentile 95	2,2	2,7

Tableau VIII : Distributions des concentrations de benzène (µg/m³) dans l'air des pièces de vie et chambres des ESMS [91]

Concernant le benzène, 5 % (n=15) des pièces (chambres et pièces de vie commune confondues) sont supérieures à 2 µg/m³. Dans 9% (n=9) des ESMS, au moins une pièce (chambres et pièces de vie commune confondues) dépasse cette valeur et 1% des ESMS possède au moins une pièce dans laquelle les niveaux de concentration en benzène sont supérieures à 2 µg/m³ [91].

	Pourcentage de dépassement (pièce)	Pourcentage de dépassement (dans au moins une pièce d'un ESMS)
2 µg/m³	5% (n=15)	9% (n=9)
5 µg/m³	0,3% (n=1)	1% (n=1)
10 µg/m³	0% (n=0)	0% (n=0)

Tableau IX : Pourcentages de pièces avec des concentrations de benzène, dépassant les valeurs guide de qualité d'air intérieur existantes [91].

4.1.5 Dans les transports collectifs

À la suite des avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF devenu HCSP en 2004) 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.

Pour évaluer la qualité de l'air dans l'enceinte de la ligne A du métro toulousain, Atmo Occitanie a réalisé deux campagnes de mesures (Une en période froide du 02 au 16 février 2022 et une en période chaude du 20 septembre au 05 octobre 2022 pour le benzène) et s'est appuyé sur l'installation de différents dispositifs de mesure et sur la réalisation de mesures en heures de pointe et en heures creuses dans des rames de métro pendant une journée. Pour le benzène, les mesures ont été réalisées par échantillonneurs passifs, sur les quais ainsi qu'à l'entrée des stations de métro Esquirol et Mirail-Université.

En moyenne, sur les deux périodes de mesures, les niveaux de benzène mesurés dans le métro respectent la valeur de 2 µg/m³. La concentration moyenne sur les deux périodes de mesure est de 1,1 µg/m³ sur le quai de la station de métro Esquirol. Celles-ci ont diminué entre 2017 et 2019 puis se sont globalement stabilisées.

Les mesures de benzène dans les rames sont menées à la suite des mesures effectuées sur les quais des stations Esquirol et Mirail-Université lors d'une période d'environ 1 h 20, et ce, lors des périodes froide et chaude. Pour les deux campagnes de mesures, les concentrations en benzène mesurées dans les rames de métro sont du même ordre de grandeur que celles relevées sur le quai de la station de métro Esquirol, même si les concentrations peuvent fortement varier d'une rame à l'autre [92].

Moyenne sur l'ensemble des périodes de mesure	1,1 µg/m³	Quai de la station de métro Esquirol
Maximum sur 15 jours	1,3 µg/m³	Quai de la station de métro Esquirol (période froide)
Maximum sur 1 heure et 20 minutes	2,9 µg/m³	Mesure dans la rame en heures de pointe du soir (période chaude)

Tableau X : Concentrations de benzène (µg/m³) dans l'air du métro toulousain [92].

Les concentrations sur les quais des stations de métro sont légèrement plus élevées que celles observées en air extérieur à l'entrée de ces stations ou en fond urbain. Les enceintes ferroviaires souterraines ne sont que très peu émettrices de benzène, ce qui explique les niveaux faibles mesurés. Le benzène est principalement importé de l'extérieur dans les stations de métro par la ventilation. Ainsi, les concentrations en benzène dans le métro toulousain ont logiquement diminué entre 2017 et 2019, à l'instar de la diminution des concentrations en air extérieur, pour se stabiliser désormais [92].

4.2 Niveaux extérieurs

Dans le cadre des campagnes de mesure de la qualité de l'air intérieur (logements, écoles, ESMS), l'OQAI a également mis en œuvre des mesures de la qualité de l'air extérieur.

Lors de la seconde campagne nationale logements de l'OQAI (2024), les fréquences de détection et de quantification du benzène à l'extérieur sont du même ordre qu'à l'intérieur du logement [85]. La valeur de 2 µg/m³ est dépassée dans 4,1 % des prélèvements réalisés à l'extérieur des logements. La valeur de 10 µg/m³ n'est jamais dépassée à l'extérieur.

Concentrations de benzène en µg/m3	Logements OQAI, 2006 (n = 517)	Logements OQAI, 2024 (n = 559)	Ecoles OQAI, 2019 (n = 283)
Minimum	<LD	<LD	-
Percentile 25	<1,1	0,6	0,7
Médiane	<1,1	0,9	0,9
Percentile 75	1,6	1,2	1,2
Percentile 90	2,2	1,7	-
Percentile 95	-	-	2,3
Maximum	7	5,4	-

Tableau XI : Distribution des concentrations de benzène dans l'air extérieur mesurées dans le cadre des études de l'OQAI

En termes de qualité de l'air extérieur en France, l'État a l'obligation de publier chaque année « un rapport sur la qualité de l'air, son évolution possible et ses effets sur la santé et l'environnement et les risques qui en résultent » (article L221-6 du Code de l'environnement). Ce bilan s'appuie sur les données issues du dispositif national de surveillance mis en œuvre au niveau régional par les

associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA) et centralisées dans la base de données nationale Geod'air, gérée par le Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air (LCSQA). Dans ce cadre, les concentrations moyennes annuelles en benzène (C_6H_6) rapportées pour 2022 sont de :

- 1,3 µg/m³ à proximité d'industries ;
- 1,2 µg/m³ à proximité du trafic routier ;
- 0,69 µg/m³ en fond urbain, zones éloignées de toutes sources directes importantes de pollution en milieu urbain.

En 2022, le seuil réglementaire annuel fixé à 5 µg/m³ pour la protection de la santé à long terme est respecté sur l'ensemble des stations de mesure. L'objectif de qualité fixé au niveau français (2 µg/m³ en moyenne annuelle) est également respecté.

Les concentrations moyennes annuelles sont comprises entre 1,1 et 2 µg/m³ pour 39 % des stations et sont inférieures ou égales à 1 µg/m³ pour 61 % d'entre elles [93].

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

Dans le cas de la première campagne nationale de l'OQAI (2006) dans les logements en France métropolitaine entre 2003 et 2005 [84], le ratio Cint/Cext (concentration intérieure/concentration extérieure) est le plus souvent supérieur à 1, 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.

Lors de la seconde campagne nationale logement de l'OQAI (2024), la contribution de la pollution extérieure apparaît prépondérante pour bon nombre de logements dans le cas du benzène [85] :

- 61 % des logements avec une contribution à la concentration en benzène plutôt d'origine extérieure ;
- 37,5 % des logements avec une contribution à la concentration en benzène plutôt d'origine intérieure.

4.4 Bilan sur l'exposition de la population générale

L'inhalation est de loin la voie d'exposition 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 [94]. Dans 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.

Le rapport de la Commission européenne HEXPOC, reprenant les travaux européens du projet EXPOLIS (étude européenne multicentrique sur l'exposition aux polluants atmosphériques urbains), fournit les parts contributives suivantes pour l'exposition par inhalation de la population générale [95] :

- air intérieur, maison, lieu de travail et autres, transports exclus, 80 % ;
- air intérieur dans les transports, 10 %,
- et air extérieur, 10 % .

Les valeurs repères d'aide à la gestion proposées dans ce rapport ne concerneront que l'inhalation, principale voie d'exposition au benzène.

5 Valeurs guides pour l'air intérieur existantes

Une valeur guide de qualité d'air intérieur (VGAI) correspond à une concentration dans l'air d'une substance chimique en dessous de laquelle aucun effet sanitaire n'est attendu pour la population générale.

5.1 Valeurs guides de qualité d'air intérieur de l'Anses

La mise à jour des VGAI pour le benzène, menée par l'Anses en 2024, s'est appuyée sur les travaux d'expertise relatifs à la proposition de VTR par inhalation pour le benzène adopté en janvier 2024. En se basant sur ces travaux, il est proposé par l'Anses, une mise à jour des VGAI pour le benzène pour protéger la population générale des effets aigus, subchroniques et chroniques Comme en 2008 [12] compte tenu des situations d'exposition possibles, les trois durées d'exposition, court terme, moyen terme et long terme sont considérées. Pour les expositions long terme, les effets hématologiques non cancérogènes (à seuil) d'une part et cancérogènes (sans seuil) d'autre part, ont été pris en compte [4].

Pour les effets à seuil, l'analyse des valeurs guides et VTR existantes a conduit l'Anses à choisir les valeurs proposées par l'ATSDR en 2007, ce qui était déjà le cas pour les VGAI proposées en 2008. Ainsi, les VGAI retenues par l'Anses pour le benzène en 2024 [4], sont les suivantes :

- **VGAI court terme : 30 µg/m³** en moyenne pour une exposition d'une journée à 14 jours pour les effets hématologiques non cancérigènes ;
- V**GAI moyen terme[6] : 20 µg/m³** pour une exposition de 14 jours à 1 an pour les effets hématologiques non cancérigènes ;
- **VGAI long terme : 10 µg/m³** pour des expositions supérieures à 1 an et pour les effets hématologiques non cancérigènes.

Pour les effets cancérogènes sans seuil, la VGAI est basée sur la VTR sans seuil proposée par l'Anses en 2024 [62] qui s'appuie sur la méta-régression de Scholten *et al*. 2022 [63] incluant 6 études épidémiologiques et considérant comme effet critique la LAM. Selon l'Anses, « La combinaison des résultats de plusieurs études épidémiologiques est intéressante pour accroître la robustesse et la précision dans l'estimation du risque de LAM. Par ailleurs, le choix de cet effet critique est pertinent puisqu'il s'agit du type de leucémie pour lequel le niveau de preuve d'une association causale avec l'exposition au benzène est le plus élevé selon le CIRC. L'approche retenue pour la construction de l'ERU (Excès de Risque Unitaire) s'appuie sur l'utilisation d'une table de survie qui est à privilégier quand les données nécessaires (incidence ou mortalité par classe d'âge en France pour l'effet critique) sont disponibles selon les recommandations de l'Anses [2] ».

- **VGAI long terme**, pour les effets hématologiques cancérogènes sans seuil :
  - **6 µg/m³** (durée d'exposition "vie entière"), correspondant à un excès de risque de 10^{-5} ;
  - 0,6 µg/m³ (durée d'exposition "vie entière"), correspondant à un excès de risque de 10^{-6}.

<u>Commentaires généraux relatifs aux valeurs guides de l'Anses</u>

Les VGAI visent à préserver la population de tout effet néfaste lié à l'exposition à une substance. Leur respect ne garantit néanmoins pas l'absence absolue d'effet à des concentrations inférieures aux valeurs proposées, notamment chez des personnes particulièrement sensibles. Réciproquement, un effet sanitaire n'est pas nécessairement attendu pour l'ensemble des individus en cas de dépassement des VGAI. Enfin, il faut garder à l'esprit que les VGAI étant

[6] La terminologie associée à la dénomination des VGAI a évoluée. Les VGAI « intermédiaires » sont désormais dénommées VGAI « moyen terme ». La durée d'application est inchangée (cf. guide méthodologique d'élaboration des VR à l'Anses – à paraître).

élaborées pour des substances évaluées individuellement, il ne peut être exclu que des effets puissent survenir, en raison de possibles synergies, à des concentrations inférieures du fait d'expositions simultanées à plusieurs polluants ou d'une exposition au même polluant par de multiples voies (cutanée et/ou orale).

Dans le cas des BTEX (Benzène – Toluène – Ethylbenzène – Xylènes) l'exposition à un composé est souvent simultanée à celles d'autres substances chimiques, de la même famille. La DGS et la DGPR ont saisi l'Anses le 2 juillet 2018 afin d'évaluer la pertinence d'un potentiel risque cumulé, pour les substances benzène, toluène et xylènes. L'Anses a décidé d'instruire cette saisine en y ajoutant l'éthylbenzène, substance généralement présente dans l'environnement conjointement avec le benzène, le toluène et les xylènes. Une approche par constituant a été suivie, en retenant la neurotoxicité comme effet commun. Il est toutefois à noter que pour le benzène, la VTR neurotoxicité est fondée sur une seule étude de 28 jours par voie orale chez le rat avec une seule dose testée : facteur d'incertitude de 2500. Au regard du manque de données sur le mélange BTEX appropriées à l'élaboration d'une VTR_{BTEX}, une approche globale n'a pas pu être mise en œuvre. L'Anses n'a pas défini de VGAI pour le mélange BTEX [96].

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

5.2.1 Valeurs issues d'instances supranationales

La Commission européenne dans le rapport du projet INDEX (*critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU*) [97], ainsi que l'OMS [98], recommandent un objectif de concentration dans l'air intérieur aussi bas que possible sans fixer de valeur (selon le principe ALARA : *As low as reasonably achievable*).

L'OMS précise que l'excès de risque de Leucémie pour une exposition à 1 µg/m³ est de 6.10^{-6}. La concentration associée à un excès de risque de 10^{-5} est de 1,7 µg/m³.

5.2.2 Valeurs issues d'instances nationales ou provinciales

5.2.2.1 Europe

Pays	Valeurs Guides
Belgique (2017)	10 µg/m³
Allemagne (2013)	3 µg/m³
Portugal (2013)	5 µg/m³
Angleterre (2004)	5 µg/m³
Pologne (1997)	10 µg/m³- (24h/24h) 20 µg/m³ (8h/24h)

Tableau XII : Valeurs guides en vigueur dans les différents pays européens

En 2017, la **Belgique** a proposé une valeur de 10 µg/m³ en se basant sur la VTR de l'ATSDR établie en 2007 [99].

L'Allemagne en 2013 [100] a retenu une valeur de 3 µg/m³. Cette valeur est basée sur le 90ème percentile des concentrations mesurées lors d'études nationales réalisées dans des logements. En 2020, l'Allemagne a proposé de fixer la valeur au 95ème percentile des concentrations mesurées, soit 4,5 µg/m³ [101].

Au **Portugal**, un décret fixe la valeur limite à 5 µg/m³ pour 8 heures d'exposition dans des bâtiments publics (écoles, hôpitaux, bibliothèques, prisons, etc.) et grands bâtiments de commerce et de services [102].

En **Angleterre**, une valeur guide long terme de 5 µg/m³ a été proposée en 2004 par le *Committee on the Medical Effects of Air Pollutants* (COMEAP) [103]. *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 1620 µg/m³ 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 inter-individuelle. Le COMEAP considère ainsi que 16,2 µg/m³ 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 µg/m³ 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 µg/m³ dans les bâtiments où l'on peut être présent toute la journée et 20 µg/m³ dans les locaux où l'on reste de 8 à 10 heures par jour [104].

5.2.2.2 Amérique du nord

Santé **Canada** a mis à jour en 2023 les Valeurs Guides du benzène dans le cadre de la révision du projet de lignes directrices sur la qualité de l'air intérieur résidentiel pour le benzène. L'établissement des VG recommandées se fait en deux étapes. Une concentration de référence (CRf) est d'abord déterminée pour les effets à seuil en appliquant des facteurs d'incertitude aux concentrations auxquelles l'effet nocif le plus sensible autre que le cancer a été observé. Pour les effets cancérigènes, une concentration correspondant à un risque spécifié (CCRS) est déterminée après analyse des ERU (Excès de Risque Unitaire) disponibles. Les CRf ou les CCRS pour les expositions de courte et de longue durées, sont ensuite comparées aux mesures de l'exposition dans l'air intérieur résidentiel, puis évaluées en fonction de leur faisabilité technique pour in fine proposer une ou plusieurs VG. La valeur guide proposée est de 0,6 µg/m³ pour l'exposition de longue durée au benzène. Cette valeur est considérée comme protégeant la santé tout en demeurant applicable, étant donné l'efficacité attendue de la ventilation comme stratégie de réduction de la concentration de benzène dans l'air intérieur en l'absence de sources de benzène dans l'air extérieur à proximité [12].

Aux États-Unis, le ***Minnesota*** *Department of Health* [105], a considéré que les données de toxicité disponibles étaient suffisantes pour permettre d'élaborer des valeurs de gestion (HBV : *Health Based Value*) pour les expositions aiguës, à court terme, subchroniques et chroniques. L'hématotoxicité est l'effet critique retenu pour toutes les durées d'exposition. Les valeurs HBV sont des niveaux dans l'air qui sont susceptibles de présenter peu ou pas de risque pour la santé humaine au cours de cette période. Elles protègent le grand public, y compris les sous-populations sensibles.

- HBV aiguë : 30 µg/m³ en moyenne pour une exposition de 24 h ou moins ;
- HBV court terme : 10 µg/m³ en moyenne pour une exposition de 1 à 30 jours ;
- HBV subchronique : 8 µg/m³ pour une exposition de 30 jours à 8 ans ;
- HBV chronique : 3 µg/m³ pour des expositions supérieures à 8 ans ;
- HBV cancer : 0,8 µg/m³ pour une exposition « vie entière » et pour un risque de cancer de 10^{-5}.

L'**État du Connecticut** a élaboré en 2003 des valeurs guides pour l'air intérieur des habitations [106]. Pour le benzène, l'excès de risque unitaire (ERU) retenu est de $8{,}3.10^{-6}$ ($\mu g/m^3$) $^{-1}$ proposé par l'US-EPA 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 cancérogènes. Le calcul conduit à une VGAI de 0,07 $\mu g/m^3$ qui n'est pas atteignable. De ce fait la VGAI a été fixée à 3,3 $\mu g/m^3$ pour tenir compte du bruit de fond évalué à 3,25 $\mu g/m^3$ à partir de différentes mesures réalisées dans les bâtiments.

Le **Texas** propose depuis 2002 une valeur guide de 160 $\mu g/m^3$ (50 ppb), protégeant des effets d'irritation [107]. Elle est proposée pour les bâtiments publics. La durée d'exposition n'est pas renseignée.

5.2.2.3 Asie

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 était fixée à 90 $\mu g/m^3$.

En 2023, une nouvelle valeur limite à 30 $\mu g/m^3$ (moyenne horaire) a été proposée [108].

À **Hong-Kong**, dans le cadre d'un dispositif de « labellisation » des bâtiments publics, des VGAI existent depuis 2003 [109]. Pour le benzène, une VGAI de 16,1 $\mu g/m^3$ (5 ppb) pour 8 heures d'exposition est fixée (catégorie « bonne qualité »).

Une mise à jour de ce dispositif en 2019 a conduit à réévaluer cette valeur guide à 17 $\mu g/m^3$ [110].

La **Corée du Sud** propose une valeur limite à 30 $\mu g/m^3$ pour le benzène dans les bâtiments récents accueillant des écoles [111], ainsi qu'à la réception de nouveaux logements ou après des travaux de rénovation lourds ; des valeurs repères non contraignantes ont été établies afin d'accompagner ces mesures et la valeur pour le benzène est également de 30 $\mu g/m^3$.

6 Réglementation française relative à la qualité de l'air pour le benzène

6.1 Dans l'air intérieur

6.1.1 Qualité de l'air intérieur

La loi du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement a posé l'obligation de surveiller périodiquement la qualité de l'air intérieur dans certains établissements recevant du public (ERP) accueillant des populations sensibles ou exposées sur de longues périodes.

Suite au retour d'expérience réalisé sur la mise en œuvre de cette surveillance depuis 2018, une révision du dispositif réglementaire a été engagée dans le cadre du 4ème Plan national santé environnement (PNSE 4).

Le nouveau dispositif de surveillance de la QAI s'articule autour des points suivants :

- Une évaluation annuelle des moyens d'aération qui intègre désormais la mesure à lecture directe du taux de CO_2 ;
- Un autodiagnostic de la QAI au moins tous les 4 ans ;
- Une campagne de mesures en continu de polluants à certaines « étapes clés de la vie du bâtiment » ;
- Un plan d'actions.

Les étapes clés et campagnes de mesures associées sont également répertoriées en fonction de la taille de l'établissement concerné en annexe 4 où les seuils de déclenchement des campagnes sont précisés.

Les établissements soumis à ce dispositif de surveillance réglementaire depuis le 1er janvier 2023 sont ceux accueillant des enfants :

- Les établissements d'accueil collectif d'enfants de moins de 6 ans (crèches, haltes-garderies, etc.) ;
- Les établissements d'enseignement ou de formation professionnelle du premier et du second degrés (écoles maternelles, écoles élémentaires, collèges, lycées d'enseignement général, technologique ou professionnel) ;
- Les centres de loisirs.

Pour les établissements suivants, la surveillance obligatoire de la qualité de l'air intérieur ne s'applique qu'à partir du 1er janvier 2025 :

- Les structures sociales et médico-sociales rattachées aux établissements de santé mentionnés à l'article L. 6111-1 du Code de la santé publique ainsi que les structures de soins de longue durée de ces établissements ;
- Les établissements mentionnés aux 1, 2, 4, 6, 7 et 12° du I de l'article L. 312-1 du Code de l'action sociale et des familles ;
- Les établissements pour mineurs mentionnés à l'article R. 124-9 du Code de la justice pénale des mineurs.

Les textes réglementaires portant sur le nouveau dispositif de surveillance de la qualité de l'air intérieur dans certains établissements recevant du public ont été publiés le 27 décembre 2022.

L'article 2 du Décret n° 2022-1689 du 27 décembre 2022 modifiant le Code de l'environnement en matière de surveillance de la qualité de l'air intérieur modifie l'article R. 221-29 du Code de l'environnement précise la valeur guide pour l'air intérieur :

SUBSTANCE	CHEMICAL ABSTRACTS (CAS)	VALEUR-GUIDE POUR L'AIR INTÉRIEUR
Benzène	71-43-2	2 µg/m³ pour une exposition de longue durée

Tableau XIII : valeur guide pour l'air intérieur

L'article 11 du Décret n° 2022-1690 du 27 décembre 2022 modifiant le décret n° 2012-14 du 5 janvier 2012 relatif à l'évaluation des moyens d'aération et à la mesure des polluants effectuées au titre de la surveillance de la qualité de l'air intérieur de certains établissement recevant du public indique que les valeurs mentionnées au 3° du III de l'article R. 221-30 du Code de l'environnement .

Substance	Valeur pour laquelle des investigations complémentaires sont menées	Valeur pour laquelle le préfet de département du lieu d'implantation de l'établissement est informé
Benzène	Concentration > 10 µg/m³	

Tableau XIV : Valeurs du Décret n° 2022-1690 du 27 décembre 2022

L'Arrêté du 27 décembre 2022 modifiant l'arrêté du 1er juin 2016 relatif aux modalités de surveillance de la qualité de l'air intérieur dans certains établissements recevant du public précise que l'analyse du benzène est réalisée par désorption thermique, suivie d'une analyse par chromatographie en phase gazeuse couplée à une détection par ionisation de flamme ou spectrométrie de masse. La méthode d'analyse respecte une limite de quantification inférieure à 0,4 µg/ m ³ pour une durée de prélèvement de 4,5 jours.

6.1.2 Étiquetage des produits de construction et d'ameublement

Dans le cadre du Grenelle de l'environnement, l'étiquetage obligatoire des produits de construction et d'ameublement ainsi que des revêtements muraux et de sol, des peintures et vernis qui émettent des substances dans l'air ambiant a été proposée et inscrite dans le Code de l'environnement[7]. La réglementation en France concerne les produits de construction et de décoration et les produits désodorisants à combustion avec un étiquetage obligatoire.

Depuis le 1er septembre 2013, tous les produits de construction en contact avec l'air intérieur doivent être étiquetés pour les émissions de polluants selon le décret n°2011-321 et arrêté du 19 avril 2011 relatif à l'étiquetage des produits de construction ou de revêtement de mur ou de sol et des peintures et vernis sur leurs émissions de polluants volatils. Les modalités de cet étiquetage reposent sur la caractérisation de dix substances et le paramètre « composés organiques volatils totaux » (COVT) à l'émission des produits mais également sur des conditions de mise sur le marché pour les produits contenant des substances cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques de catégorie 1 ou 2. Les polluants retenus ont été choisis sur la base de leurs risques de toxicité par inhalation et de leur fréquence d'occurrence dans les bâtiments.

Les produits de construction et de décoration ne peuvent être mis sur le marché que s'ils émettent moins de 1 µg/m³ de benzène.

6.2 Dans l'air ambiant

La législation européenne en matière de qualité de l'air est constituée de quatre actes législatifs dont deux directives qui établissent les règles de surveillance, de gestion et d'évaluation de la qualité de l'air pour les 12 polluants réglementés, y compris les normes de qualité de l'air qui leur sont applicables (valeurs limites de concentration, valeurs cibles, objectifs de qualité, …) :

La directive 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe, retranscrite en droit français, fixe une valeur limite pour le benzène :

- Pour la protection de la santé humaine, la valeur limite Moyenne annuelle depuis 2010 est de 5 µg/m³ ;

[7] Décret n°2012-14 du 5 janvier 2012

- La réglementation française fixe un objectif de qualité de 2 µg/m³ en moyenne annuelle.

Dans le cadre du Pacte vert pour l'Europe de 2019, la Commission a indiqué qu'elle se proposait, d'une part, de renforcer les dispositions relatives à la surveillance, à la modélisation et aux plans relatifs à la qualité de l'air, et d'autre part, de réviser les normes européennes en matière de qualité de l'air afin de les aligner davantage sur les valeurs guides en matière de qualité de l'air de l'OMS (Organisation mondiale de la santé). Le 26 octobre 2022, la Commission européenne a présenté une proposition de directive révisant la directive 2008/50/CE sur la qualité de l'air ambiant. Le 24 avril 2024, le Parlement européen, réuni en séance plénière, a formellement adopté le texte de compromis final issu de l'accord politique provisoire conclu le 20 février 2024 entre les représentants du Parlement européen et le Conseil de l'UE dans le cadre de négociations en trilogue avec les représentants de la Commission, sur la proposition de directive. Le texte final doit désormais être adopté par le Conseil de l'UE avant d'être publié au JOUE. Il entrera en vigueur 20 jours après la date de publication. Les États membres auront alors deux ans pour transposer en droit national les dispositions législatives, réglementaires et administratives de la nouvelle directive.

La nouvelle norme de qualité de l'air pour la protection de la santé humaine fixée par la nouvelle directive révisant la directive 2008/50/CE est de 3,4 µg/m³ pour le benzène.

6.3 VLEP

La VLEP (Valeur limite d'exposition professionnelle) du Benzène a été abaissée par décret du 4 avril 2024. Elle passe de 3.25 mg/m³ à 0.66 mg/m³, avec une valeur transitoire entre le 5 avril 2024 et le 5 avril 2026 à 1.65 mg/m³.

Le benzène est utilisé dans l'essence sans plomb (en substitut de ce dernier) afin d'augmenter l'indice d'octane, c'est-à-dire la qualité anti-détonante du carburant. La teneur en benzène des carburants essences est au maximum de 1 % en volume depuis le 1er janvier 2000.

Deux professions sont particulièrement exposées :

- Les garagistes travaillent souvent dans de petits garages, bas de plafond, mal ventilés. Les occasions d'exposition ont lieu lors du démarrage du moteur (émissions de pots d'échappement), du dégraissage des pièces à l'essence, de l'usage de la soufflette sur les éléments de moteur, du démontage de carburateur, du changement de filtre à essence etc.
- Les citernistes sont exposés lors du remplissage des citernes au dépôt et lors du dépotage de ces mêmes citernes chez le client.

7 Recommandations de valeurs repères (VR)

7.1 Valeur Repère pour l'air intérieur, VRAI

Conformément à l'approche méthodologique exposée dans le rapport du HCSP de janvier 2019 sur les valeurs repères d'aide à la gestion de la qualité de l'air intérieur [1] et considérant que l'Anses a défini cinq VGAI pour les effets du benzène court terme, moyen terme, et long terme pour les effets hématologiques non cancérogènes d'une part, et long terme pour les effets cancérogènes chroniques d'autre part (pour une exposition vie entière), le HCSP recommande une Valeur Repère pour l'air intérieur (VRAI) des logements, des ERP et des espaces de travail sans pollution spécifique identique à la VGAI de l'Anses pour les effets sans seuil de dose (pour un excès de risque de cancer de 10^{-5}), **soit 6 µg/m³, pour une durée d'exposition supérieure à 1 an**.

Le HCSP rappelle que cette valeur de 6 µg/m³ protège également des effets non cancérogènes sur le long terme.

7.2 Valeur d'action rapide, VAR

Le HCSP n'a pas jugé nécessaire de définir de valeur d'action rapide.

Au vu de la distribution des concentrations mesurées en France tant dans les environnements intérieurs que dans l'air extérieur, des concentrations intérieures supérieures à 6 µg/m³ témoignent de la présence de sources intérieures importantes qu'il convient d'identifier et de réduire.

La valeur de 6 µg/m³ doit donc être considérée comme la valeur :

- Pour laquelle des investigations complémentaires doivent être menées ;
- Pour laquelle le préfet de département du lieu d'implantation de l'établissement est informé.

7.3 Recommandation de stratégie de prélèvement et de mesure

7.3.1 Stratégie de prélèvement

La réalisation de mesures et prélèvements ciblés à partir des étapes clés d'un établissement permet d'identifier, sans en garantir l'exhaustivité, des situations pouvant dégrader la QAI. Les mesures sont réalisées ponctuellement dans la (les) pièce(s) potentiellement impactée(s) avec des approches conduisant à différents niveaux de fiabilité des résultats.

La campagne de surveillance doit être réalisée :

- En présence des occupants (par exemple les élèves) dans l'établissement ;
- Débute dans le mois suivant la fin de réalisation de l'étape clé,
- Sur une période de 7 jours (24 h sur 24).

Le HCSP recommande que les campagnes de mesure des polluants ne se limitent pas aux gros travaux. En effet, les petits et moyens travaux, tels qu'une modification du système de ventilation, ont également un impact sur la qualité de l'air intérieur.

7.3.2 Méthodes de mesure

Concernant les méthodes de mesure du benzène, le CES « Air » de l'Anses [4] identifie trois méthodes de mesure recommandées, classées comme partiellement validées, pour la comparaison à la valeur de 6 µg/m³ :

- La méthode par prélèvement actif sur support adsorbant, désorption solvant au CS_2 et analyse par GC/FID ou GC/MS. Le CES souligne qu'une vigilance toute particulière doit être apportée à la très haute pureté du CS_2 utilisé comme solvant. Le CES attire l'attention des utilisateurs sur le fait que le CS_2 est classé reprotoxique de catégorie 2.

- La méthode par prélèvement actif sur support adsorbant, désorption thermique et analyse par GC-FID ou GC/MS ;
- La méthode par analyseur automatique. Cette méthode reste néanmoins plus contraignante.

Il est à noter que la méthode par prélèvement passif sur badge charbon actif avec désorption au CS_2 et analyse par GC/MS ou FID n'est pas recommandée pour la comparaison à la Valeur de 6 µg/m³ [4].

7.4 Bilan général sur les valeurs repère pour l'air intérieur (VRAI)

Le groupe de travail recommande pour le long terme de retenir pour le benzène une valeur repère (VRAI) identique à la VGAI de l'Anses pour les effets sans seuil de dose (pour un excès de risque de cancer de 10^{-5}), **soit 6 µg/m³, pour une durée d'exposition supérieure à 1 an**.

Le HCSP n'a pas jugé nécessaire de définir de valeur d'action rapide.

Au vu de la distribution des concentrations mesurées en France tant dans les environnements intérieurs que dans l'air extérieur, des concentrations intérieures supérieures à 6 µg/m³ témoignent de la présence de sources intérieures importantes qu'il convient d'identifier et de réduire. La ou les sources en cause doivent être identifiées sans délai et les actions correctives mises en œuvre viseront à abaisser le niveau de concentration de benzène dans les bâtiments concernés jusqu'à une concentration inférieure à 6 µg/m³.

La valeur de 6 µg/m³ doit donc être considérée comme la valeur :

- Pour laquelle des investigations complémentaires doivent être menées ;
- Pour laquelle le préfet de département du lieu d'implantation de l'établissement est informé.

Un prélèvement d'une durée de 7 jours par prélèvement actif sur support adsorbant, suivi d'une désorption chimique ou thermique et d'une analyse par GC/FID ou GC/MS ou est la méthode de mesure préconisée pour la comparaison des mesures à la valeur repère long terme.

7.5 Cas des immeubles neufs

Dans le cas des bâtiments neufs, livrés à partir de 2025, situés à proximité de source de contamination en benzène, ceux-ci devront présenter des teneurs en benzène inférieures à 6 µg/m³ avant livraison aux occupants. Il en est de même pour ceux faisant l'objet d'opérations de rénovation de grande ampleur. À 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, notamment celles venant du trafic routier.

Références

1. HCSP. Valeurs repères d'aide à la gestion de la qualité de l'air intérieur [Internet]. 2019. Disponible sur: https://www.hcsp.fr/Explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=724

2. Anses. Guide d'élaboration et de choix des valeurs de référence. (Saisine 2020- SA-0019). Maisons-Alfort : Anses. A paraitre.

3. Anses. Valeur toxicologique de référence par voie respiratoire pour le benzène (CAS n° 71-43-2). (Saisine 2013-SA-0070). Maisons-Alfort : Anses, 113 p. 2014.

4. Anses. Actualisation des valeurs guides de qualité de l'air intérieur pour le benzène. (Saisine 2021-MPEX-0006). Maisons-Alfort : Anses, 260 p. 2024.

5. HCSP. Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos, le benzène. 2010 juin p. 45.

6. ATSDR. Toxicological profile for Benzene, U.S.Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA, (PB2008-100004). ATSDR; 2007.

7. HSDB. Benzene (71-43-2). 2005.

8. Santé Canada. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique. Benzène, Préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable. Ottawa, Ontario; 2009 p. 47.

9. Althouse R, éditeur. Chemicals and industrial processes associated with cancer in humans: report of an IARC ad hoc working group which met in Lyon, 15-17 January 1979 to advise the Director, IARC, on chemicals carcinogenic for humans. Lyon: International Agency for Research on Cancer; 1979. 71 p. (IARC Monographs).

10. Ineris. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France, le benzène. 2006 p. 18.

11. INRS. Fiche toxicologique n° 49. Benzène. 2019 p. 12.

12. Santé Canada. Benzene releases from gasoline stations: implications for human health. Ottawa, ON: Health Canada = Santé Canada; 2023.

13. Citepa. Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques. Bilan des émissions en France de 1990 à 2022. Rapport d'inventaire Secten. 2023 p. 575. Report No.: Citepa.

14. ATSDR. Addendum to the toxicologycal profile for Benzene. (ATSDR, Atlanta). 59 p. ATSDR; 2015.

15. US-EPA. Carcinogenic effects of benzene: an update, National Center for Environmental Assessment - Washington Office, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency. Washington, D.C; 1998. Report No.: EPA/600/P-97/001F, 57.

16. Bernauer U, Vieth B, Ellrich R, Heinrich-Hirsch B, Jänig GR, Gundert-Remy U. CYP2E1 expression in bone marrow and its intra- and interspecies variability: approaches for a more reliable extrapolation from one species to another in the risk assessment of chemicals. Arch Toxicol. févr 2000;73(12):618-24.

17. Henderson RF, Sabourin PJ, Bechtold WE, Griffith WC, Medinsky MA, Birnbaum LS, et al. The effect of dose, dose rate, route of administration, and species on tissue and blood levels of benzene metabolites. Environ Health Perspect. juill 1989;82:9-17.

18. Sabourin PJ, Bechtold WE, Birnbaum LS, Lucier G, Henderson RF. Differences in the metabolism and disposition of inhaled [3H]benzene by F344/N rats and B6C3F1 mice. Toxicol Appl Pharmacol. 15 juin 1988;94(1):128-40.

19. Snyder R, Hedli CC. An overview of benzene metabolism. Environ Health Perspect. déc 1996;104 Suppl 6(Suppl 6):1165-71.

20. Seaton MJ, Schlosser PM, Bond JA, Medinsky MA. Benzene metabolism by human liver microsomes in relation to cytochrome P450 2E1 activity. Carcinogenesis. sept 1994;15(9):1799-806.

21. IARC. Benzene. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 120. Lyon; 2018 p. 309.

22. Koop DR, Laethem CL, Schnier GG. Identification of ethanol-inducible P450 isozyme 3a (P450IIE1) as a benzene and phenol hydroxylase. Toxicol Appl Pharmacol. avr 1989;98(2):278-88.

23. Nebert DW, Roe AL, Vandale SE, Bingham E, Oakley GG. NAD(P)H:quinone oxidoreductase (NQO1) polymorphism, exposure to benzene, and predisposition to disease: a HuGE review. Genet Med Off J Am Coll Med Genet. 2002;4(2):62-70.

24. Schäfer F, Schad H, Weber L. Determination of phenylmercapturic acid in urine of benzene-exposed BDF-1 mice. J Chromatogr B Biomed Sci App. oct 1993;620(2):239-42.

25. Schlosser PM, Bond JA, Medinsky MA. Benzene and phenol metabolism by mouse and rat liver microsomes. Carcinogenesis. déc 1993;14(12):2477-86.

26. Schrenk D, Ingelman-Sundberg M, Bock KW. Influence of P-4502E1 induction on benzene metabolism in rat hepatocytes and on biliary metabolite excretion. Drug Metab Dispos Biol Fate Chem. 1992;20(2):137-41.

27. van Sittert NJ, Boogaard PJ, Beulink GD. Application of the urinary S-phenylmercapturic acid test as a biomarker for low levels of exposure to benzene in industry. Br J Ind Med. mai 1993;50(5):460-9.

28. Gut I, Nedelcheva V, Soucek P, Stopka P, Tichavská B. Cytochromes P450 in benzene metabolism and involvement of their metabolites and reactive oxygen species in toxicity. Environ Health Perspect. déc 1996;104 Suppl 6(Suppl 6):1211-8.

29. Gut I, Nedelcheva V, Soucek P, Stopka P, Vodicka P, Gelboin HV, et al. The role of CYP2E1 and 2B1 in metabolic activation of benzene derivatives. Arch Toxicol. 1996;71(1-2):45-56.

30. Powley MW, Carlson GP. Cytochromes P450 involved with benzene metabolism in hepatic and pulmonary microsomes. J Biochem Mol Toxicol. 2000;14(6):303-9.

31. Powley MW, Carlson GP. Hepatic and pulmonary microsomal benzene metabolism in CYP2E1 knockout mice. Toxicology. 28 déc 2001;169(3):187-94.

32. Snyder R, Witz G, Goldstein BD. The toxicology of benzene. Environ Health Perspect. avr 1993;100:293-306.

33. Snyder R, Chepiga T, Yang CS, Thomas H, Platt K, Oesch F. 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. oct 1993;122(2):172-81.

34. Inserm. Métabolisme et mécanisme d'action des principales substances cancérogènes d'origine professionnelle. 2001.

35. Arnold SM, Angerer J, Boogaard PJ, Hughes MF, O'Lone RB, Robison SH, et al. The use of biomonitoring data in exposure and human health risk assessment: benzene case study. Crit Rev Toxicol. févr 2013;43(2):119-53.

36. Manini P, De Palma G, Andreoli R, Mozzoni P, Poli D, Goldoni M, et al. Occupational exposure to low levels of benzene: Biomarkers of exposure and nucleic acid oxidation and their modulation by polymorphic xenobiotic metabolizing enzymes. Toxicol Lett. 1 avr 2010;193(3):229-35.

37. Rothman N, Smith MT, Hayes RB, Traver RD, Hoener B, Campleman S, et al. Benzene poisoning, a risk factor for hematological malignancy, is associated with the NQO1 609C-->T mutation and rapid fractional excretion of chlorzoxazone. Cancer Res. 15 juill 1997;57(14):2839-42.

38. Wan J, Shi J, Hui L, Wu D, Jin X, Zhao N, et al. Association of genetic polymorphisms in CYP2E1, MPO, NQO1, GSTM1, and GSTT1 genes with benzene poisoning. Environ Health Perspect. déc 2002;110(12):1213-8.

39. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Chemical agents and related occupations. IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum. 2012;100(Pt F):9-562.

40. Bloemen LJ, Youk A, Bradley TD, Bodner KM, Marsh G. Lymphohaematopoietic cancer risk among chemical workers exposed to benzene. Occup Environ Med. mars 2004;61(3):270-4.

41. Collins JJ, Ireland B, Buckley CF, Shepperly D. Lymphohaematopoeitic cancer mortality among workers with benzene exposure. Occup Environ Med. sept 2003;60(9):676-9.

42. Collins JJ, Anteau SE, Swaen GMH, Bodner KM, Bodnar CM. Lymphatic and hematopoietic cancers among benzene-exposed workers. J Occup Environ Med. févr 2015;57(2):159-63.

43. Divine BJ, Hartman CM, Wendt JK. Update of the Texaco mortality study 1947-93: Part I. Analysis of overall patterns of mortality among refining, research, and petrochemical workers. Occup Environ Med. mars 1999;56(3):167-73.

44. Glass DC, Gray CN, Jolley DJ, Gibbons C, Sim MR, Fritschi L, et al. Leukemia risk associated with low-level benzene exposure. Epidemiol Camb Mass. sept 2003;14(5):569-77.

45. Schnatter AR, Glass DC, Tang G, Irons RD, Rushton L. Myelodysplastic syndrome and benzene exposure among petroleum workers: an international pooled analysis. J Natl Cancer Inst. 21 nov 2012;104(22):1724-37.

46. Guénel P, Imbernon E, Chevalier A, Crinquand-Calastreng A, Goldberg M. Leukemia in relation to occupational exposures to benzene and other agents: a case-control study nested in a cohort of gas and electric utility workers. Am J Ind Med. août 2002;42(2):87-97.

47. Gun RT, Pratt N, Ryan P, Roder D. Update of mortality and cancer incidence in the Australian petroleum industry cohort. Occup Environ Med. juill 2006;63(7):476-81.

48. Hayes RB, Yin SN, Dosemeci M, Li GL, Wacholder S, Travis LB, et al. Benzene and the dose-related incidence of hematologic neoplasms in China. Chinese Academy of Preventive Medicine--National Cancer Institute Benzene Study Group. J Natl Cancer Inst. 16 juill 1997;89(14):1065-71.

49. Kirkeleit J, Riise T, Bråtveit M, Moen BE. Increased risk of acute myelogenous leukemia and multiple myeloma in a historical cohort of upstream petroleum workers exposed to crude oil. Cancer Causes Control CCC. févr 2008;19(1):13-23.

50. Rushton L, Romaniuk H. A case-control study to investigate the risk of leukaemia associated with exposure to benzene in petroleum marketing and distribution workers in the United Kingdom. Occup Environ Med. mars 1997;54(3):152-66.

51. Wong O, Raabe GK. Multiple myeloma and benzene exposure in a multinational cohort of more than 250,000 petroleum workers. Regul Toxicol Pharmacol RTP. oct 1997;26(2):188-99.

52. Shu XO, Gao YT, Brinton LA, Linet MS, Tu JT, Zheng W, et al. A population-based case-control study of childhood leukemia in Shanghai. Cancer. 1 août 1988;62(3):635-44.

53. Filippini T, Hatch EE, Rothman KJ, Heck JE, Park AS, Crippa A, et al. Association between Outdoor Air Pollution and Childhood Leukemia: A Systematic Review and Dose-Response Meta-Analysis. Environ Health Perspect. avr 2019;127(4):46002.

54. Gong ZH, Li J, Wang XY, Yu Y, Ren MM, Zhou J. A Meta-analysis of Traffic-related Air Pollution and Risk of Childhood Leukemia. J Pediatr Hematol Oncol. mai 2019;41(4):267-74.

55. Greenland S, Salvan A, Wegman DH, Hallock MF, Smith TJ. A case-control study of cancer mortality at a transformer-assembly facility. Int Arch Occup Environ Health. 1994;66(1):49-54.

56. Sorahan T, Kinlen LJ, Doll R. Cancer risks in a historical UK cohort of benzene exposed workers. Occup Environ Med. avr 2005;62(4):231-6.

57. Linet MS, Yin SN, Gilbert ES, Dores GM, Hayes RB, Vermeulen R, et al. A retrospective cohort study of cause-specific mortality and incidence of hematopoietic malignancies in Chinese benzene-exposed workers. Int J Cancer. 1 nov 2015;137(9):2184-97.

58. Koh DH, Kim TW, Yoon YH, Shin KS, Yoo SW. Lymphohematopoietic cancer mortality and morbidity of workers in a refinery/petrochemical complex in Korea. Saf Health Work. mars 2011;2(1):26-33.

59. Koh DH, Chung EK, Jang JK, Lee HE, Ryu HW, Yoo KM, et al. Cancer incidence and mortality among temporary maintenance workers in a refinery/petrochemical complex in Korea. Int J Occup Environ Health. 2014;20(2):141-5.

60. Bove FJ, Ruckart PZ, Maslia M, Larson TC. Evaluation of mortality among marines and navy personnel exposed to contaminated drinking water at USMC base Camp Lejeune: a retrospective cohort study. Environ Health Glob Access Sci Source. 19 févr 2014;13(1):10.

61. Yuan JM, Butler LM, Gao YT, Murphy SE, Carmella SG, Wang R, et al. Urinary metabolites of a polycyclic aromatic hydrocarbon and volatile organic compounds in relation to lung cancer development in lifelong never smokers in the Shanghai Cohort Study. Carcinogenesis. févr 2014;35(2):339-45.

62. Anses. Mise à jour des VTR court, moyen et long termes par voie respiratoire pour le benzène (CAS n°71-43-2). (Saisine 2021-MPEX-0005). Maisons-Alfort : Anses,160 p. 2024.

63. Scholten B, Portengen L, Pronk A, Stierum R, Downward GS, Vlaanderen J, et al. Estimation of the Exposure-Response Relation between Benzene and Acute Myeloid Leukemia by Combining Epidemiologic, Human Biomarker, and Animal Data. Cancer Epidemiol Biomark Prev Publ Am Assoc Cancer Res Cosponsored Am Soc Prev Oncol. 1 avr 2022;31(4):751-7.

64. Zhou Y, Wang K, Wang B, Pu Y, Zhang J. Occupational benzene exposure and the risk of genetic damage: a systematic review and meta-analysis. BMC Public Health. 15 juill 2020;20(1):1113.

65. Cal EPA. Draft hazard identification of the developmental and reproductive toxic effects of benzene, Reproductive and Cancer Hazard Assessment Section (RCHAS), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), California Environmental Protection Agency, Sacramento, Californie, 100. Cal EPA; 1997.

66. CAL EPA. Public health goal for benzene in drinking water, Office of Environmental Health Hazard Assessment, Pesticide and Environmental Toxicology Section, California Environmental Protection Agency, Oakland, California, 161. Cal EPA; 2001.

67. US-EPA. . 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; 2002. Report No.: EPA/635/R-02/001F.

68. Dowty BJ, Laseter JL, Storer J. The transplacental migration and accumulation in blood of volatile organic constituents. Pediatr Res. juill 1976;10(7):696-701.

69. Budnick LD, Logue JN, Sokal DC, Fox JM, Falk H. Cancer and birth defects near the Drake Superfund site, Pennsylvania. Arch Environ Health. 1984;39(6):409-13.

70. Forni AM, Cappellini A, Pacifico E, Vigliani EC. Chromosome changes and their evolution in subjects with past exposure to benzene. Arch Environ Health. nov 1971;23(5):385-91.

71. Funes-Cravioto F, Zapata-Gayon C, Kolmodin-Hedman B, Lambert B, Lindsten J, Norberg E, et al. Chromosome aberrations and sister-chromatid exchange in workers in chemical laboratories and a rotoprinting factory and in children of women laboratory workers. Lancet Lond Engl. 13 août 1977;2(8033):322-5.

72. Goldman L, Paigen B, Magnant M. Low birth weight, prematurity and birth defects in children living near the hazardous waste site, Love Canal. Hazard Waste Hazard Mater. 1985;2(2):209-23.

73. Protano C, Andreoli R, Manini P, Vitali M. Urinary trans, trans-muconic acid and S-phenylmercapturic acid are indicative of exposure to urban benzene pollution during childhood. Sci Total Environ. 1 oct 2012;435-436:115-23.

74. Vinceti M, Rothman KJ, Crespi CM, Sterni A, Cherubini A, Guerra L, et al. Leukemia risk in children exposed to benzene and PM10 from vehicular traffic: a case-control study in an Italian population. Eur J Epidemiol. oct 2012;27(10):781-90.

75. Janitz AE, Campbell JE, Magzamen S, Pate A, Stoner JA, Peck JD. Benzene and childhood acute leukemia in Oklahoma. Environ Res. oct 2017;158:167-73.

76. Lertxundi A, Baccini M, Lertxundi N, Fano E, Aranbarri A, Martínez MD, et al. Exposure to fine particle matter, nitrogen dioxide and benzene during pregnancy and cognitive and psychomotor developments in children at 15 months of age. Environ Int. juill 2015;80:33-40.

77. Cronin HJ. Benzol Poisoning in the Rubber Industry. Boston Med Surg J. 18 déc 1924;191(25):1164-6.

78. Flury F. Toxicities in modern industry. IIa. Pharmacological-toxicological aspects of intoxicants in modern industry. Arch Exp Pathol Pharmakol. 138:65-82.

79. Midzenski MA, McDiarmid MA, Rothman N, Kolodner K. Acute high dose exposure to benzene in shipyard workers. Am J Ind Med. 1992;22(4):553-65.

80. Baslo A, Aksoy M. Neurological abnormalities in chronic benzene poisoning. A study of six patients with aplastic anemia and two with preleukemia. Environ Res. avr 1982;27(2):457-65.

81. Kahn H, Mu zyka V. The chronic effect of benzene on porphyrin metabolism. Work, Environment, Health. 1973;10(3):140-3.

82. Tondel M, Persson B, Carstensen J. Myelofibrosis and benzene exposure. Occup Med Oxf Engl. févr 1995;45(1):51-2.

83. Ferrero A, Esplugues A, Estarlich M, Llop S, Cases A, Mantilla E, et al. Infants' indoor and outdoor residential exposure to benzene and respiratory health in a Spanish cohort. Environ Pollut. mars 2017;222:486-94.

84. Kirchner S, Arenes JF, Cochet C. Campagne nationale Logements : État de la qualité de l'air dans les logements français, Rapport final. OQAI; 2006 nov p. 165. Report No.: DDD/SB-2006-57.

85. Ramalho O, Dassonville C, Gregoire A, Sivanantham S, Lafaurie E, Rueda Lopez M, et al. Campagne Nationale Logements 2 : Etat de la qualité de l'air dans les logements en France métropolitaine. Rapport final. OQAI; à paraitre p. 266. Report No.: SC-QEI-2024-020.

86. Derbez M, Wyart G, DOUCHIN F, LUCAS JP, Ramalho O, RIBERON J, et al. Base de référence nationale sur la qualité de l'air intérieur et le confort des occupants de bâtiments performants en énergie – Description des premiers résultats de la qualité de l'air intérieur et du confort de bâtiments d'habitation performants en énergie. 2015 févr p. 56. Report No.: CSTB-OQAI/2015-012.

87. Dassonville claire, Grégoire A, SIVANANTHAM S, ACHILLE J, BERTHINEAU B, Cochet V, et al. Qualité de l'air intérieur et contamination des poussières déposées au sol dans les écoles en France. 2019 déc p. 178. Report No.: CSTB-OQAI / 2018-125.

88. Canha N, Mandin C, Ramalho O, Wyart G, Ribéron J, Dassonville C, et al. Assessment of ventilation and indoor air pollutants in nursery and elementary schools in France. Indoor Air. juin 2016;26(3):350-65.

89. Baloch RM, Maesano CN, Christoffersen J, Banerjee S, Gabriel M, Csobod É, et al. Indoor air pollution, physical and comfort parameters related to schoolchildren's health: Data from the European SINPHONIE study. Sci Total Environ. 15 oct 2020;739:139870.

90. Mandin C, Trantallidi M, Cattaneo A, Canha N, Mihucz VG, Szigeti T, et al. Assessment of indoor air quality in office buildings across Europe – The OFFICAIR study. Sci Total Environ. févr 2017;579:169-78.

91. Bonnet P, SIVANANTHAM S, Gregoire A, Cochet V, Rouselle D, Dassonville C, et al. Qualité de l'air intérieur dans les établissements sanitaires et médico-sociaux en France. 2023 mars p. 97. Report No.: CSTB-OQAI/2021-227.

92. ATMO Occitanie. Surveillance de la qualité de l'air dans le métro de Toulouse – ligne A Année 2022. ETU-2023-171. Edition Mai 2024. 2024.

93. SDES. Bilan de la qualité de l'air extérieur en France en 2022. SDES; 2023 p. 60.

94. Dusséaux M, Laurent A, Le Moullec Y. 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. 2001 août. Report No.: 99.62034.

95. European Commission. Joint Research Centre (JRC). HEXPOC : Human Exposure Characterisation of Chemical substances, quantification of exposure routes. Physical and Chemical Exposure Unit. I-21020 Ispra (VA), Italy; 2005 p. 126. Report No.: EU 21501 EN.

96. Anses. Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à l'élaboration de valeurs de référence pour des mélanges de substances : état des connaissances sur les approches existantes pour la prise en compte des mélanges, application aux valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI) et aux valeurs toxicologiques de référence (VTR). (Saisine 2018-SA-0152). Maisons-Alfort : Anses, 26 p. 2022.

97. European Commission. 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. I-21020 Ispra (VA), Italy.; 2005 janv p. 337.

98. World Health Organization, éditeur. Who guidelines for indoor air quality: selected pollutants. Copenhagen: WHO; 2010. 454 p.

99. Conseil Supérieur de la Santé. Indoor air quality in Belgium. Bruxelles; 2017. Report No.: CSS; 2017. Avis n° 8794.

100. AGÖF. AGÖF Guidance Values for Volatile Organic Compounds in Indoor Air. 26 p. 2013.

101. Vorläufiger Leitwert für Benzol in der Innenraumluft: Mitteilung des Ausschusses für Innenraumrichtwerte. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz. mars 2020;63(3):361-7.

102. Portugal. Decreto-Lei nº 118/2013 & Portaria n°353-A/2013 (JO du 4/12/2013). 2013.

103. COMEAP. Report : Guidance on the Effects on Health of Indoor Air Pollutants, Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. 2004.

104. OMS. Strategic approaches to indoor air policy-making [Internet]. Bilthoven: WHO European Centre for Environment and Health; 1999 p. 105. Report No.: EUR/ICP/EHBI 04 02 02. Disponible sur: https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/108169/E65523.pdf

105. Minesota Department Of Health. Benzene Air Guidance. 2020.

106. Connecticut. Connecticut's Remediation Standard Regulations Volatilization Criteria, proposed Revisions, Connecticut Department of Environmental Protection. 2003 mars.

107. TDH. Texas Voluntary Indoor Air Quality Guidelines for Government Buildings, Texas Department of Health. 2002.

108. Chen GM, Li TT, Du YJ, Jiang S, Fang DK, Li XH, et al. [Study on revision of standard limits for benzene in"Standards for indoor air quality（GB/T 18883-2022）"in China]. Zhonghua Yu Fang Yi Xue Za Zhi. 6 nov 2023;57(11):1752-5.

109. Hong-Kong. A Guide on Indoor Air Quality Certification Scheme for offices and public places. Government of the Hong-Kong Special Administrative Region. 2003.

110. Hong-Kong I.A.Q.M.G. A guide on indoor air quality Certification scheme for officies and public places. 2019 p. 60.

111. ministère de l'Environnement Coréen. Indoor Air Quality Control in Public Use Facilities,etc.Act. [Internet]. 2009. Disponible sur: http://www.law.go.kr/eng/engLsSc.do?menuId=1&query=school+health+act &x=0&y=0#liBgcolor0

Annexes

Annexe 1 : Saisine conjointe de la Direction générale de la santé (DGS) et de la Direction générale de la prévention des risques (DGPR) en date du 28 juin 2024

MINISTÈRE
DU TRAVAIL
DE LA SANTÉ
ET DES SOLIDARITÉS
Liberté
Égalité
Fraternité

MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE
ET DE LA COHÉSION
DES TERRITOIRES
Liberté
Égalité
Fraternité

SOUS-DIRECTION PREVENTION DES RISQUES LIES
A L'ENVIRONNEMMENT ET A L'ALIMENTATION
BUREAU ENVIRONNEMENT INTERIEUR, MILIEUX DU TRAVAIL
ET ACCIDENTS DE LA VIE COURANTE

Paris le, 28 JUIN 2024

SOUS-DIRECTION SANTE ENVIRONNEMENT, PRODUITS CHIMIQUES,
AGRICULTURE
BUREAU SANTE-ENVIRONNEMENT

La Directrice générale adjointe de la santé
Le Directeur général de la prévention des risques

à

Monsieur le Président du Haut Conseil de la Santé
Publique (HCSP)
14 avenue Duquesne
75350 PARIS 07 SP

Objet : Saisine relative à la mise à jour des valeurs repères d'aide à la gestion pour le benzène dans l'air intérieur

Le benzène est un hydrocarbure aromatique monocyclique dont les propriétés cancérogènes sont connues depuis longtemps. Ce polluant est retrouvé dans de nombreux environnements intérieurs fréquentés quotidiennement par la population. Il résulte à la fois des sources intérieures et du transfert de la pollution atmosphérique extérieure. Le benzène figure parmi les polluants réglementés qui font l'objet de campagnes de mesures au titre de la surveillance de la qualité de l'air intérieur (QAI) dans certains établissements recevant du public définie dans le code de l'environnement.

Dans son rapport d'expertise de 2008, l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) a défini selon la durée d'exposition des valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAi) concernant les effets hématologiques cancérogènes et non cancérogènes du benzène.

Compte tenu des travaux actuellement en cours de l'Anses relatifs à la mise à jour de ces VGAi, qui sont attendus pour juillet 2024, nous vous demandons de procéder à l'actualisation des valeurs repères d'aide à la gestion du benzène définies par le Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP) en 2010. Cette actualisation s'effectuera selon la démarche méthodologique de valeurs repères d'aide à la gestion de la qualité de l'air intérieur mise à jour en 2019. Votre avis devra préciser la valeur repère d'aide à la gestion à utiliser pour l'application de l'article R.221-30 du code de l'environnement, au delà de laquelle des investigations complémentaires doivent être menées par le propriétaire ou l'exploitant de l'établissement et le préfet du département du lieu d'implantation de l'établissement doit être informé des résultats.

Votre avis est attendu pour mi-novembre 2024, conformément aux discussions entre nos services dans le cadre du programme de travail 2024.

Sarah SAUNERON **Cédric BOURILLET**

14 avenue Duquesne – 75350 Paris 07 SP
Tél. 01 40 56 60 00

Annexe 2 : Composition du groupe de travail

Membres du Haut Conseil de la santé publique (HCSP) :

Luc FERRARI, membre de la CsRE du HCSP, copilote du GT

François GAIE-LEVREL, membre de la CsRE du HCSP, copilote du GT

Evelyne GEHIN, membre de la CsRE du HCSP, copilote du GT

Dany CHEVALIER, membre de la CsRE du HCSP ;

Eric GAFFET, membre de la CsRE du HCSP ;

Guillaume KARR, membre de la CsRE du HCSP ;

Laurence Payrastre, vice-présidente de la CsRE du HCSP ;

Anne PLATEL, membre de la CsRE du HCSP ;

Jean-Louis SÉVÊQUE, membre de la CsRE du HCSP ;

Fabien SQUINAZI, HCSP, président de la CsRE du HCSP ;

France WALLET, membre de la CsRE du HCSP.

Membres externes au HCSP :

Bruno FOUILLET, ancien Maître de conférences de toxicologie, Université Claude Bernard Lyon 1

Juliette LARBRE, Directrice du Laboratoire Polluants Chimiques, Mairie de Paris

Assistance à maitrise d'ouvrage :

Christelle LE DÉVÉHAT, Antea®Group

Secrétariat général :

Muriel SALLENDRE

Soizic URBAN-BOUDJELAB

Annexe 3 : Personnes auditionnées

19 juin 2024

Olivier Ramalho, CSTB

12 juillet 2024

Marion Keirsbulck, Unité d'évaluation des risques liés à l'air, Direction de l'évaluation des risques, Anses

Emmanuelle Durand, Unité d'évaluation des risques liés à l'air, Direction de l'évaluation des risques, Anses

Valérian GRATPAIN, DGPR

Émilie HILLION, DGPR

Marion HULIN, DGPR

Claire TRESCA, DGPR

Muriel COHEN, DGS

Anne GIGUELAY, DGS

Annexe 4 : Seuils de déclenchement des campagnes de mesures

	Étapes clés	Campagnes de mesures des polluants réglementés mentionnées au I du R. 221-30 du Code de l'environnement	Seuil de déclenchement des campagnes de mesures (*)		
			Petite école (7 classes maximum) parmi les établissements d'enseignement ou de formation professionnelle du premier et du second degré au titre du 3° du II de l'article R. 221-30	Moyenne école (8-12 classes) parmi les établissements d'enseignement ou de formation professionnelle du premier et du second degré au titre du 3° du II de l'article R. 221-30	Grande école (≥ 13 classes) parmi les établissements d'enseignement ou de formation professionnelle du premier et du second degré au titre du 3° du II de l'article R. 221-30 + Etablissements d'accueil collectif d'enfants de moins de six ans au titre du 1° du II de l'article R. 221-30 + Accueil de loisirs au titre du II. 2 du R. 221-30
Gros travaux (neuf/ réhabilitation)	Livraison-bâtiment neuf	Campagne complète des polluants réglementés	Pas de seuil		
	Livraison-extension bâtiment existant	Campagne complète des polluants réglementés	Pas de seuil		
	Livraison-rénovation lourde, rénovation énergétique	Campagne complète des polluants réglementés	Pas de seuil		
Petits & moyens travaux	Changement/ ajout/ suppression du système de ventilation	Campagne complète des polluants réglementés	75 %	50 %	25 %
	Changement des fenêtres/ portes-fenêtres/ portes donnant sur l'extérieur	Campagne complète des polluants réglementés	75 %	50 %	25 %
	Changement du revêtement de sol	Campagne partielle : formaldéhyde	75 %	50 %	25 %
	Travaux sur les parois intérieures	Campagne partielle : formaldéhyde + dioxyde de carbone en cas d'impact sur les	75 %	50 %	25 %

	Étapes clés	Campagnes de mesures des polluants réglementés mentionnées au I du R. 221-30 du Code de l'environnement	Seuil de déclenchement des campagnes de mesures (*)		
			Petite école (7 classes maximum) parmi les établissements d'enseignement ou de formation professionnelle du premier et du second degré au titre du 3° du II de l'article R. 221-30	Moyenne école (8-12 classes) parmi les établissements d'enseignement ou de formation professionnelle du premier et du second degré au titre du 3° du II de l'article R. 221-30	Grande école (≥ 13 classes) parmi les établissements d'enseignement ou de formation professionnelle du premier et du second degré au titre du 3° du II de l'article R. 221-30 + Etablissements d'accueil collectif d'enfants de moins de six ans au titre du 1° du II de l'article R. 221-30 + Accueil de loisirs au titre du II. 2 du R. 221-30
		conditions du renouvellement de l'air			
	Changement du faux-plafond/ plafond	Campagne partielle : formaldéhyde + dioxyde de carbone en cas d'impact sur les conditions du renouvellement de l'air	75 %	50 %	25 %
Actions sur les locaux	Changement de la disposition des pièces (parois intérieures)	Campagne partielle : formaldéhyde + dioxyde de carbone en cas d'impact sur les conditions du renouvellement de l'air	75 %	50 %	25 %
	Changement pérenne de l'effectif d'occupation avec un effectif supérieur à 1,5 fois l'effectif théorique de la pièce	Campagne partielle : dioxyde de carbone	Pas de seuil		
	Changement pérenne d'activité susceptible d'accroître les concentrations en dioxyde de carbone	Campagne partielle : dioxyde de carbone	Pas de seuil		

(*) Le calcul du seuil s'opère en rapportant la surface du plancher des pièces concernées par les travaux présentés dans le tableau à la surface du plancher des pièces du bâtiment ou de l'établissement concerné telles que définies au I de l'article 2. Le calcul du seuil prend également en compte les situations suivantes :

-dans le cas où l'établissement est constitué d'un ou plusieurs bâtiments, la campagne de mesures des polluants concerne l'ensemble du ou des bâtiments dans lequel l'étape clé est réalisée ;

-dans le cas où l'établissement est intégré dans une partie d'un bâtiment, la campagne de mesures des polluants concerne uniquement l'ensemble de l'établissement ;

-dans le cas où le bâtiment est concerné par plusieurs étapes clés, l'ensemble de la surface du plancher des pièces concernées par les étapes clés est retenue dans le calcul du seuil.