
**Appui technique et scientifique relatif à une évaluation de l'impact potentiel
de l'amiante contenu dans le stockage de toxiques physiques et chimiques
associés aux déchets radioactifs stockés**

Saisine n°« 2011-SA-0141 »

RAPPORT

Novembre 2011

Mots clés

Amiante, VLEP, VTR, Facteur de conversion.

Présentation des intervenants

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

RAPPORTEURS

Mme Marie Annick BILLON-GALLAND – Chef de service du Laboratoire d'Etude des Particules Inhalées de Paris (LEPI)

M. Christophe PARIS – Professeur des universités, praticien hospitalier (Université de Lorraine – Centre hospitalier universitaire de Nancy – Institut national de la santé et de la recherche médicale), président du CES « évaluation des risques liés aux milieux aériens »

M. Patrick BROCHARD – Professeur des universités, praticien hospitalier (Université Bordeaux II – Centre hospitalier universitaire de Bordeaux), expert auprès du CES « évaluation des risques liés aux milieux aériens »

Le rapport d'expertise a été discuté lors d'une réunion téléphonique le 10 novembre 2011.

PARTICIPATION ANSES

Coordination et contribution scientifique

M. Guillaume BOULANGER – unité d'évaluation des risques liés à l'air / direction de l'évaluation des risques – Anses

Secrétariat administratif

Mme. Sophia SADDOKI – unité d'évaluation des risques liés à l'air / direction de l'évaluation des risques – Anses

SOMMAIRE

Présentation des intervenants	3
Sigles et abréviations	6
Liste des tableaux.....	8
1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine.....	9
1.1 Contexte.....	9
1.2 Objet de la saisine.....	9
1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation.....	10
2 Analyse des VLEP	11
2.1 Construction des VLEP.....	11
2.1.1 Modèle de calcul d'excès de risque sanitaire de l'Inserm	12
2.1.1.1 Relation entre exposition cumulée à l'amiante (f/ml x année) et risque relatif de mortalité	12
2.1.1.1.1 <i>Cancer du poumon</i>	12
2.1.1.1.2 <i>mésothéliome</i>	13
2.1.1.2 Méthode de calcul des risques « vie entière ».....	13
2.1.1.3 Scénarios d'exposition et calculs de risque.....	14
2.1.1.4 Limites	14
2.1.1.4.1 <i>Caractéristiques de l'exposition à l'amiante dans les populations étudiées :</i>	14
2.1.1.4.2 <i>Prise en compte de l'ensemble des expositions à l'amiante</i>	15
2.1.1.4.3 <i>Quantification des expositions</i>	15
2.1.1.4.4 <i>Prise en compte de la consommation de tabac</i>	15
2.1.1.4.5 <i>Pentes de risque</i>	16
2.1.1.4.6 <i>Extrapolation aux faibles doses</i>	16
2.1.1.4.7 <i>Méthode de mesure</i>	16
2.1.2 Discussion des calculs d'excès de risque.....	16
2.1.2.1 Extrapolation aux faibles doses.....	16
2.2 Position du CES VLEP	17
2.3 Conclusion.....	18
3 Analyse des VTR.....	19
3.1 VTR et modèles de calcul d'excès de risque recensés	19
3.2 Conclusion.....	21
4 Conversion des concentrations.....	23
5 Discussion sur les dimensions des fibres d'amiante à retenir.....	29
5.1 Rappel des paramètres dimensionnels considérés dans les expertises de l'Anses.....	29
5.2 Principales conclusions sur les fibres courtes et les fibres fines d'amiante	30
5.3 Contexte de la demande de l'Andra	30
6 Conclusion	33
7 Bibliographie.....	35

7.1 Publications.....35

7.2 Normes.....36

7.3 Législation et réglementation.....36

ANNEXES 37

Annexe 1 : Lettre de saisine.....38

Annexe 2 : Liens mentionnés dans les déclarations publiques d'intérêts des experts.....40

Annexe 3 : Revue des VLEP actuelles pour les fibres d'amiante de longueur supérieure
ou égale à 5 µm43

Sigles et abréviations

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

Andra : Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs

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

BOHS: British Occupational Hygiene Society

CBP : Cancer broncho-pulmonaire

CES : Comité d'experts spécialisés

D : Diamètre

ERI : Excès de risque individuel

ERU : Excès de risque unitaire

FCA : Fibre courte d'amiante

FFA : Fibre fine d'amiante

FRg : Fibre mesurée en environnement général

FRp : Fibre mesurée en hygiène industrielle

ICPE : Installations Classées Pour l'Environnement

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

IRIS¹ : Integrated risk information system

L: Longueur

ME : microscopie électronique

META : Microscop(i)e électronique à transmission analytique

MOCP : Microscop(i)e optique à contraste de phase

mppcf : Millions de particules par pied cube

NIOSH : National Institute for Occupational Safety and Health

NRC : national research council

OEHHA: Office of Environmental Health Hazard Assessment

OMS : Organisation mondiale de la santé

OR : Odd ratio

PNSM : programme national de surveillance du mésothéliome

US EPA: US Environmental Protection Agency

¹ Base de données de l'EPA recensant les valeurs toxicologiques de référence établies par l'organisme

VLEP : Valeur Limite d'Exposition Professionnelle

VTR : Valeur Toxicologique de Référence

Liste des tableaux

Tableau 1 : Concentration de chrysotile, exprimée en f-mocp/ml, associée à un ERI de décès par cancer du poumon et/ou mésothéliome, en considérant une exposition continue de l'âge de 20 ans à 65 ans 40h/semaine et 48 semaines/an dans une population de travailleurs exclusivement masculine. _____	14
Tableau 2 : estimations des risques vie entière de cancers broncho pulmonaire et de mésothéliomes consécutifs à une exposition continue à 0,0001 f.cm ⁻³ d'amiante (exprimées en cas pour une population de 1 million d'individus) _____	20
Tableau 3 : Concentrations de chrysotile, exprimée en f-mocp/ml, associée à un ERI de décès par cancer du poumon ou mésothéliome, en considérant une exposition continue de l'âge de 5 ans à 65 ans 40h/semaine et 48 semaines/an _____	21
Tableau 4 : facteurs de conversion utilisés par l'US EPA (US EPA, 1986) _____	23
Tableau 5 : facteurs de conversion proposés par le NRC (NRC, 1984) _____	25
Tableau 6 : facteurs de conversion (µg.m ⁻³ pour 1 fibre > 5 µm mesurée en MOCP) issus de la littérature_	27

1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine

1.1 Contexte

Dans le cadre de l'analyse de sûreté des centres de stockage de déchets radioactifs qu'elle exploite, l'Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (Andra) est amenée à évaluer l'acceptabilité des toxiques physiques et chimiques associés aux déchets radioactifs stockés. Cette acceptabilité est évaluée sur la base de l'impact associé à ces toxiques. Par cohérence avec le traitement de l'impact des éléments radioactifs, cet impact est calculé y compris pour des scénarios conventionnels pénalisants de long terme : perte de la mémoire du site et intrusion humaine involontaire (chantier routier, résidence, jeux d'enfants).

Dans le cas de l'amiante, l'Andra a ainsi besoin d'évaluer l'impact potentiel de l'amiante contenu dans le stockage (de l'ordre de quelques dizaines de tonnes, pour un stockage de 650 000 m³) dans l'un ou l'autre de ces scénarios. Pour ce faire, il est nécessaire d'établir un modèle raisonnablement pessimiste de la dispersion de cet amiante et de ses conséquences sanitaires.

La donnée d'entrée est une concentration massique d'amiante dans l'air, exprimée en mg/m³. Cette donnée provient des hypothèses de remise en suspension utilisées par l'Andra dans les différents scénarios évalués.

En effet, l'Andra est susceptible d'accepter des déchets radioactifs contenant de l'amiante lié. Il s'agit d'amiante lié au sens du formulaire CERFA n°11861*02 relatif au bordereau de suivi des déchets dangereux contenant de l'amiante ou d'amiante initialement libre rendu lié par exemple suite à un procédé de cimentation. En l'absence d'un inventaire prévisionnel précis, l'Andra a été décidé de réaliser les calculs d'impact pour plusieurs inventaires définis arbitrairement (10, 20, 40, 100 et 200 tonnes). La méthode d'évaluation de l'impact chimique appliquée est celle de l'évaluation des effets sur la santé dans le cadre des études d'impact des Installations Classées Pour l'Environnement (ICPE). Les 3 scénarios pris en compte pour l'étude d'impact chimique de l'amiante (transferts par l'air) sont :

- le scénario chantier routier,
- le scénario résidence,
- le scénario jeux d'enfants.

1.2 Objet de la saisine

L'Andra, par une saisine datée du 30 mai 2011, a sollicité l'Agence nationale de sécurité sanitaire : alimentation, environnement et travail (Anses) afin d'apporter un appui technique et scientifique relatif à une évaluation de l'impact potentiel de l'amiante contenu dans le stockage de toxiques physiques et chimiques associés aux déchets radioactifs stockés.

La demande de l'Andra s'inscrit dans le champ de compétences et les missions de l'Anses. Ainsi, l'Anses souhaite donner une suite favorable à cette demande d'appui technique et scientifique.

Afin de consolider l'évaluation de l'impact de l'amiante à partir de cette donnée d'entrée, l'Andra souhaite une expertise de l'Anses sur les deux points suivants :

1. Conversion des concentrations de mg/m^3 en fibre/m^3

A ce stade, l'Andra a réalisé des calculs sur la base de valeurs de tailles de fibres suivantes :

- Cas nominal : longueur 6 μm , diamètre 2 μm , rapport longueur/diamètre = 3
- Variante n°1 : longueur 6 μm , diamètre 0,4 μm , rapport longueur/diamètre = 15
- Variante n°2 : longueur 1000 μm , diamètre 2 mm, rapport longueur/diamètre = 500.

Ces cas de calcul ne prennent pas en compte la distribution réelle des tailles de fibres, et paraissent en conséquence très pénalisants. Aussi, l'Andra souhaite savoir si il est possible, au moyen d'une description plus réaliste de la distribution des tailles de fibre, de produire des critères de conversion des concentrations de mg/m^3 en fibre/m^3 qui soient plus proches de la réalité, tout en restant majorants.

2. Analyse des VTR/VLEP à considérer dans les différents scénarios.

A ce stade, l'Andra a retenu une valeur toxicologique de référence (VTR) de $0,22 (\text{fibres}/\text{mL})^{-1}$ pour les scénarios résidence et jeux d'enfants, et une valeur limite d'exposition professionnelle (VLEP) de $0,1 \text{ fibre}/\text{cm}^3$ pour le scénario de chantier routier. L'Andra souhaite une analyse de ces valeurs, notamment en fonction d'éventuelles considérations sur la taille des fibres prises en compte, ainsi que des orientations le cas échéant sur des valeurs pertinentes à retenir pour l'étude d'impact sanitaire selon les scénarios et en particulier la population considérée (générale vs travailleurs).

1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation

L'instruction de la demande d'appui technique et scientifique a été réalisée par l'unité d'évaluation des risques liés à l'air (UERA) de la direction de l'évaluation des risques (DER) de l'Anses. Les travaux s'appuient notamment sur une revue de la littérature scientifique ainsi que sur les précédentes expertises conduites par l'agence sur l'influence du paramètre dimensionnel (Afsset, 2009a) et sur une proposition de VLEP (Afsset, 2009b).

Afin de cadrer l'instruction de la demande et réaliser une relecture critique du rapport d'expertise, trois experts, Mme MA. Billon-Galland, le Pr P. Brochard et le Pr C. Paris, ont été nommés en tant que rapporteurs dont deux appartiennent au comité d'experts spécialisé « évaluation des risques liés aux milieux aériens ».

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – prescriptions générales de compétence pour une expertise (Mai 2003) ».

2 Analyse des VLEP

En 2009, l'Anses a publié un avis accompagnant un rapport d'expertise collective relatif à la proposition de valeurs limites d'exposition professionnelle pour les fibres d'amiante. Seules les principales conclusions sont rappelées dans ce chapitre et le lecteur est invité à se référer au rapport d'expertise collective (Afsset, 2009b). La proposition de VLEP pour les fibres d'amiante s'est appuyée sur le rapport d'expertise collective relatif à la prise en compte du critère dimensionnel pour la caractérisation des risques sanitaires liés à l'inhalation d'amiante (Afsset, 2009a).

En 2005, les tutelles ministérielles ont souhaité que soit examinée la pertinence des dispositions réglementaires en vigueur, notamment :

- le seuil actuel de protection des travailleurs fixé à 0,1 f/cm³ d'amiante sur 1 heure ;
- l'absence de comptage aussi bien des fibres courtes d'amiante (FCA) que des fibres fines d'amiante (FFA) en milieu professionnel.

A titre indicatif, l'annexe 3 propose une revue des VLEP actuelles pour les fibres > 5 µm.

2.1 Construction des VLEP

Après analyse de l'ensemble de la littérature et en l'état actuel des données disponibles, le CES « Expertise en vue de la fixation de valeurs limites à des agents chimiques en milieu professionnel » a recommandé que :

- de réaliser les mesurages en incluant systématiquement les fibres de longueur supérieure ou égale à 5 µm, prenant en compte les FFA ($L \geq 5\mu\text{m}$, $d < 3\mu\text{m}$) ;
- de ne pas prendre en compte les FCA dans le comptage des fibres pour la réglementation en milieu professionnel dans la mesure où la présence systématique de fibres d'amiante de longueur supérieure à 5 µm lors d'une activité professionnelle à l'amiante au poste de travail couvrira indirectement un éventuel risque sanitaire lié aux FCA.

Par ailleurs, le CES VLEP considère qu'aucun seuil d'effet sanitaire ne pouvant être mis en évidence, au regard de la cancérogénicité avérée des fibres d'amiante chez l'homme, la toxicité de ces fibres s'exerce selon un mécanisme d'action sans seuil. Les données disponibles sur la cancérogénicité de l'amiante sont suffisantes pour dériver une relation dose-effet aux faibles doses et leur corrélent un excès de risque unitaire.

La méthodologie retenue par le CES VLEP pour la proposition de valeurs limites stipule que dans le cas d'un effet sans seuil de dose, le CES analyse les modèles de calcul d'excès de risque sanitaire disponibles (essentiellement ceux publiés dans la littérature scientifique) afin de proposer au gestionnaire plusieurs niveaux d'exposition classiquement associés aux excès de risques de 10^{-4} , 10^{-5} et 10^{-6} quand cela est possible (données jugées de qualité suffisante par le CES). Ainsi, les modèles de calcul d'excès de risque sanitaire construits à partir de données recueillies chez l'Homme ont été sélectionnés et décrits dans le rapport d'expertise (Afsset, 2009b). Ces modèles ont retenu comme effet critique le cancer broncho-pulmonaire et le mésothéliome. Il n'a pas été proposé de retenir les plaques pleurales comme effet critique.

Les deux modèles sélectionnés étaient :

- le modèle de calcul d'excès de risque sanitaire de l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (Inserm, 1997). Le modèle s'appuie sur les mêmes hypothèses que celui élaboré par l'US-EPA en 1986. Il s'agit donc d'un modèle linéaire par rapport à la concentration d'amiante.
- le modèle de calcul d'excès de risque sanitaire de Hodgson et Darnton (2000). Les auteurs proposent un modèle d'excès de risque de cancer (mésothéliome pleural, péritonéal et cancer du poumon) non linéaire sur la base d'une méta-analyse des résultats observés dans 17 cohortes. Ce travail prend en compte la nature des fibres d'amiante et distingue 3 variétés minéralogiques (Crocidolite, Amosite et Chrysotile).

Malgré des données plus récentes et la proposition d'une courbe non linéaire, le modèle de Hodgson et Darnton (2000) n'apporte pas de précisions supplémentaires pour estimer que sa validité est supérieure à celle du modèle Inserm au vu des incertitudes associées.

Le modèle Inserm, dont les auteurs soulignent également les incertitudes et indiquent qu'il s'agit avant tout d'un outil d'aide à la décision, s'appuie sur des données de mortalité française et retient des hypothèses simples étant donné les limites associées, notamment l'exposition « majeure » / « unique » au chrysotile (en justifiant l'absence de données spécifiques pour les amphiboles).

Ainsi, le CES VLEP a retenu préférentiellement le modèle Inserm. Par ailleurs, il est à noter que, d'après ce modèle, la concentration associée à un excès de risque individuel (ERI) de mortalité par mésothéliome (effet sanitaire spécifique d'une exposition à l'amiante) de 10^{-4} est d'environ 1.10^{-2} f-mocp.mL⁻¹. Cette valeur, calculée pour une exposition « majeure » ou « unique » au chrysotile, est en concordance avec les estimations issues du modèle de Hodgson et Darnton (2000) pour un ERI de mortalité par mésothéliome de 10^{-4} , même si des hypothèses fortes ont été retenues pour le calcul de ces estimations limitant ainsi l'interprétation de la comparaison.

Une recherche bibliographique depuis 2009 n'a pas permis d'identifier de publications proposant de nouvelles données sur un modèle de calcul d'excès de risque sanitaire. Seul le modèle de l'Inserm est explicité dans ce chapitre. Le modèle proposé par Hodgson et Darnton (2000) est développé dans le rapport d'expertise collective relatif à la proposition de valeurs limites d'exposition professionnelle pour les fibres d'amiante (Afsset, 2009b).

2.1.1 Modèle de calcul d'excès de risque sanitaire de l'Inserm

2.1.1.1 Relation entre exposition cumulée à l'amiante (f/ml x année) et risque relatif de mortalité

2.1.1.1.1 *Cancer du poumon*

D'après l'Inserm, le modèle le plus approprié pour décrire les risques de mortalité par cancer du poumon attribuable aux expositions à l'amiante est un modèle linéaire sans seuil en fonction de l'exposition cumulée.

L'Inserm décrit ainsi le risque relatif de décès par cancer du poumon (RRp = nombre de cas observés / nombre de cas attendus) dans les cohortes professionnelles sous la forme :

$RRp = \text{Cas observés} / \text{Cas attendus} = 1 + (Kp) \times (EC)$ où :

- $EC = \sum f \times d$ est l'exposition cumulée exprimée « f/ml x année » c'est à dire la somme des produits des niveaux d'exposition « f » (en f/ml) rencontrés au cours de l'histoire professionnelle par les durées « d » (en années) pendant lesquelles ces niveaux ont prévalu.

- Kp est la pente qui donne la variation du risque relatif de mortalité par cancer du poumon par unité supplémentaire d'exposition cumulée (1 f/ml x année). L'Inserm a fait un choix pratique² en adoptant une valeur unique pour le coefficient de risque Kp, égale à + 1,0 % quel que soit l'origine géologique des fibres.

De façon équivalente, l'excès de décès par cancer du poumon attribuable à une exposition à l'amiante dans ces cohortes professionnelles peut être écrit sous la forme :

Excès de cas attribuable = Cas observés - Cas attendus = (Kp) x (EC) x (Cas attendus)

2.1.1.1.2 mésothéliome

D'après l'Inserm, le modèle le plus adapté pour décrire le risque de mortalité par mésothéliome attribuable aux expositions à l'amiante est un modèle linéaire en fonction du niveau d'exposition en f/ml et cubique en fonction du temps, écoulé depuis le début de l'exposition, réduit d'un décalage temporel de 10 ans et dans lequel l'excès de risque acquis par un individu l'est jusqu'à la fin de la vie :

$$I_m = K_m f [(T-10)^3 - (T-10-d)^3] \quad \text{si } T > 10 + d$$

$$I_m = K_m f (T-10)^3 \quad \text{si } 10 + d > T > 10$$

$$I_m = 0 \quad \text{si } T < 10$$

I_m : incidence du mésothéliome

K_m : constante (coefficient de risque K_m égal à $1,0 \times 10^{-8}$ pour l'exposition à l'amiante « chrysotile », 1,5 fois plus élevé pour les expositions mixtes (chrysotile et amosite) et 3 fois plus élevé pour l'exposition à l'amosite seule)

f : concentration d'exposition en f/ml

T : durée écoulée depuis le début de l'exposition en années

d : durée d'exposition en années

La valeur de 3 définit la valeur retenue par l'Inserm pour représenter la puissance d'accroissement du taux d'incidence des mésothéliomes avec le temps écoulé depuis le début de l'exposition.

Ainsi, le nombre de décès par mésothéliome attribuable à une exposition à l'amiante dans une population (N_m) s'écrit :

$$N_m = I_m \times P \quad (\text{Eq. 2})$$

2.1.1.2 Méthode de calcul des risques « vie entière »

Afin de déterminer le risque vie entière, le modèle Inserm a utilisé les taux de mortalité toutes causes (t_{ic}) de la population française pour calculer, pour chaque classe d'âge, l'effectif de la population à risque de décéder (P). Les risques « vie entière » sont donc des risques bruts car ils tiennent compte de la réduction avec l'âge de la taille de la population à risque de décéder qui résulte des décès toutes causes.

De même, dans une classe donnée, le nombre de décès par cancer du poumon attendu en l'absence d'exposition à l'amiante est calculé en utilisant le taux de mortalité par cancer du poumon (t_p) de cette classe d'âge et l'effectif de la population à risque de décès (P).

² L'Inserm a bien noté dans son rapport une hétérogénéité des pentes dépendante entre autres, de la variété de l'amiante. Cependant, pour simplifier les calculs un choix de $K_p = 1$ a été réalisé

Le risque vie entière est généralement calculé jusqu'à l'âge de 80 ans (Inserm 1997 ; Hodgson et Darnton, 2000). Le nombre de décès supplémentaires attribuable à une exposition à l'amiante est donc obtenu en faisant la somme des nombres de décès calculés dans chacune des classes d'âge depuis le début de l'exposition jusqu'à l'âge de 80 ans.

L'ERI de décès par cancer du poumon ou mésothéliome lié à une exposition à l'amiante est ensuite obtenu en faisant le rapport entre le nombre de décès en excès et l'effectif de la population considérée.

2.1.1.3 Scénarios d'exposition et calculs de risque

Les calculs de risque ont été réalisés pour des expositions continues au chrysotile (majoritaires ou exclusives) et plusieurs scénarios d'exposition ont été envisagés dans cette expertise. Seul le scénario professionnel sera développé dans ce chapitre.

Les calculs d'excès de risque de décès par cancer (que ce soit le mésothéliome ou le cancer de poumon) jusqu'à l'âge de 80 ans ont été réalisés en considérant une exposition à l'amiante pour 10 000 hommes exposés professionnellement de façon continue (40 h/sem et 48 sem/an soit 1920 h par an) à 0,1 f-mocp.m⁻¹ de chrysotile « principalement » ou « exclusivement » de l'âge de 20 ans à 65 ans.

En considérant les hypothèses précédentes et une population exclusivement masculine, les estimations des nombres de décès supplémentaires dus à une telle exposition à l'amiante sont pour 10 000 hommes ont été évaluées par l'Inserm à 21 cas de décès par cancer du poumon et 10 cas de décès par mésothéliome, soit 31 cas de décès par cancer.

Ces estimations ont été converties en ERI (10⁻⁴, 10⁻⁵ et 10⁻⁶) associés à différentes concentrations. A titre d'exemple, considérant l'excès de risque de mortalité par cancer du poumon, l'exposition continue à 0,1 f-mocp/ml est associée à un ERI de 21 / 10 000 soit 2,1.10⁻³. Ainsi, après ajustement, pour un ERI de 1.10⁻⁴, la concentration associée est de 4,7.10⁻³ f-mocp.mL⁻¹. Le même raisonnement a été étendu pour les autres pathologies et les autres valeurs d'ERI. Les résultats sont présentés dans le tableau 1.

Tableau 1 : Concentration de chrysotile, exprimée en f-mocp/ml, associée à un ERI de décès par cancer du poumon et/ou mésothéliome, en considérant une exposition continue de l'âge de 20 ans à 65 ans 40h/semaine et 48 semaines/an dans une population de travailleurs exclusivement masculine.

Types de cancers	Cancer du poumon	Mésothéliome	Cancer du poumon et mésothéliome
Concentration en f-mocp.mL ⁻¹ associée à une exposition continue de l'âge de 20 ans à 65 ans 40h/semaine et 48 semaines/an (exposition professionnelle)	4,7.10 ⁻³ (ERI 10 ⁻⁴)	1.10 ⁻² (ERI 10 ⁻⁴)	3.10 ⁻³ (ERI 10 ⁻⁴)
	4,7.10 ⁻⁴ (ERI 10 ⁻⁵)	1.10 ⁻³ (ERI 10 ⁻⁵)	3.10 ⁻⁴ (ERI 10 ⁻⁵)
	4,7.10 ⁻⁵ (ERI 10 ⁻⁶)	1.10 ⁻⁴ (ERI 10 ⁻⁶)	3.10 ⁻⁵ (ERI 10 ⁻⁶)

2.1.1.4 Limites

L'Inserm analyse et trace les limites des études sources et du modèle proposé dans son expertise collective (1997).

2.1.1.4.1 Caractéristiques de l'exposition à l'amiante dans les populations étudiées :

Pour les études analysant le cancer du poumon, les niveaux d'exposition rencontrés dans les cohortes varient de quelques f/ml à quelques dizaines de f/ml avec des valeurs extrêmes allant de 1 f.mL⁻¹ (Peto, 1980) à plus de 250 f/ml (McDonald *et al.*, 1979). De même, pour les études s'intéressant au mésothéliome, les niveaux d'expositions rencontrés s'échelonnent, en moyenne,

entre 15 et 35 f.mL⁻¹. Il s'agit donc d'expositions professionnelles (moyennes) particulièrement élevées. Ainsi, l'effet propre du niveau des expositions, à exposition cumulée comparable, n'a donc pas pu être étudié en dessous de 1 f.mL⁻¹.

Dans les populations étudiées, les expositions sont permanentes (toutes les heures de la journée, tous les jours de la semaine et pendant toutes les semaines de travail de l'année). Aucune information directe n'est donc apportée par ces études sur les risques associés aux expositions présentant une distribution temporelle irrégulière (expositions discontinues ou sporadiques). Ces études ne permettent donc pas de savoir si de telles expositions sont associées à des niveaux de risque de cancer du poumon plus élevés ou, au contraire, moins élevés que des expositions cumulées comparables délivrées de façon continue.

S'agissant de populations exposées professionnellement, c'est, dans la très grande majorité des cas, autour de l'âge de 20 ans que les expositions ont commencé ; peu d'informations sont disponibles pour savoir si les risques relatifs de cancer du poumon varient quand les expositions commencent à des âges plus élevés.

Les populations étudiées ayant été très souvent exposées à l'amiante tout au long de leur vie professionnelle et la latence d'expression du risque de cancer du poumon étant en moyenne de 20 à 30 ans, il existe peu de données permettant de savoir si l'accroissement de risque relatif lié à une exposition à l'amiante est bien acquis jusqu'à la fin de la vie ou, au contraire, régresse un certain temps après la fin de l'exposition.

2.1.1.4.2 *Prise en compte de l'ensemble des expositions à l'amiante*

Les variétés minéralogiques et les propriétés physico-chimiques des fibres d'amiante, susceptibles d'être respirées par les travailleurs, évoluent au cours de leur vie professionnelle, notamment :

- la quasi-totalité des minerais comporte, éventuellement sous forme de traces, différents types géologiques de fibres (par exemple, l'amiante de dénomination commerciale « chrysotile » peut contenir souvent des traces de trémolite),
- les fibres utilisées à un moment donné étaient souvent constituées de mélanges de fibres de provenances différentes,
- l'exposition d'un même individu a généralement évolué tout au long de son histoire professionnelle, du fait de la modification des postes de travail occupés, de l'évolution des procédés industriels de traitement et de celle des approvisionnements (ces évolutions ont parfois pu exister pour des périodes de quelques mois seulement, très difficiles à cerner rétrospectivement).

2.1.1.4.3 *Quantification des expositions*

La quantification du niveau des expositions rencontrées tout au long de l'histoire professionnelle des membres de chaque cohorte a été nécessairement rétrospective. Ceci pose le problème de la représentativité spatiale et temporelle des mesures environnementales réalisées et, par conséquent, de leur pertinence en tant que mesure de l'exposition cumulée des individus.

2.1.1.4.4 *Prise en compte de la consommation de tabac*

La prise en compte directe de la consommation individuelle de tabac, le plus souvent nécessairement rétrospective, a généralement été impossible dans ces études de cohorte. L'expertise collective de l'Inserm s'est limitée à une prise en compte indirecte en comparant le nombre de décès par cancer du poumon dans chaque cohorte au nombre de décès attendus dans la population générale prise comme référence.

2.1.1.4.5 Pentas de risque

Pour le cancer du poumon, les pentes K_p prennent des valeurs différentes selon les études. La pente la plus faible est observée par McDonald *et al.* (1984) dans une population fabriquant des produits de friction à partir de chrysotile ($K_p = + 0,01 \%$) et la plus forte par Finkelstein (1983) chez des travailleurs de l'amiante ciment exposés à des fibres mixtes ($K_p = + 6,7 \%$). Le rapport de ces deux valeurs est considérable puisqu'il s'élève à 670. Les valeurs les plus extrêmes ont d'ailleurs fait l'objet de nombreux débats dans la littérature épidémiologique.

Les principales sources d'imprécision des estimations de K_p sont :

- Les nombres de cancers du poumon observés dans les différentes études de cohorte sont sujets à des fluctuations aléatoires.
- l'existence d'incertitudes relatives aux expositions.

2.1.1.4.6 Extrapolation aux faibles doses

En 1997, lors de la finalisation de son expertise collective, l'Inserm informait que la forme exacte (linéaire, supra-linéaire, infra-linéaire) de la relation dose-risque n'était pas connue aux niveaux inférieurs à 1 f.mL^{-1} mais elle était bien connue au-delà de 1 f.f.mL^{-1} et correctement décrite par une relation linéaire dans cette gamme d'expositions.

L'Inserm souligne que l'extrapolation proposée ne crée pas une information scientifiquement certaine, mais représente une aide à la réflexion en matière de maîtrise des risques. L'utilisation de cette extrapolation pourra, dans l'avenir, être remise en cause :

- si des connaissances expérimentales permettent d'objectiver solidement l'existence d'un seuil d'innocuité et de situer la valeur de ce seuil,
- si des connaissances épidémiologiques révèlent que dans certaines conditions, des expositions à l'amiante inférieures à 1 f.mL^{-1} sont associées de façon « consistante » à des risques de cancer du poumon ou de mésothéliome plus importants que ne le laissait penser l'extrapolation des « fortes » aux « faibles » expositions.

2.1.1.4.7 Méthode de mesure

L'utilisation des études épidémiologiques implique quant à elle la non prise en compte des FFA en tant que telles. En effet, il s'agit d'études de cohortes menées auprès de populations de travailleurs de différents secteurs d'activités exposant à l'amiante (fabrication de textile, produits de friction, isolation, ciment, ...). Les études se déroulant en milieu de travail, les mesures d'exposition ont été réalisées avec la MOCP. Les FFA n'ont donc pas été mesurées. La MOCP reste une mesure indirecte et partielle du risque associé à toute la distribution granulométrique des fibres d'amiante. En effet, la MOCP, en raison de ces limites techniques, ne mesure qu'une partie de la distribution et reste donc peu sensible aux variations des paramètres granulométriques dans les différentes études ; ceci engendrant des incertitudes statistiques importantes et des imprécisions au niveau de l'analyse.

2.1.2 Discussion des calculs d'excès de risque

2.1.2.1 Extrapolation aux faibles doses

Le modèle utilisé pour décrire la relation entre exposition à l'amiante exprimée en concentration (f.mL^{-1}) et cancer bronchique est le plus souvent basé sur une relation linéaire sans seuil (Inserm, 1997 ; OMS, 2000 ; US-EPA, 1986). Dans ce modèle, obtenu à partir des données de mortalité de cohortes où les niveaux d'exposition étaient particulièrement élevés, l'expression du SMR est fonction de l'exposition cumulée à l'amiante, selon la formule suivante : $\text{SMR} = 100 + [\text{exposition cumulée exprimée en f/ml.années}]$ (Hughes *et al.*, 1987). Cette formule aboutit à un doublement du SMR pour une concentration de 100 f/ml.années . En dehors des questions portant sur la validité du modèle utilisé, l'extrapolation de ce modèle à des faibles doses a fait l'objet de

nombreuses discussions. Quelques travaux récents ont permis de mieux préciser ce point. Le premier de ces travaux est une étude cas-témoins suédoise en population générale (Gustavsson *et al.*, 2002) qui a porté sur 1038 cas incidents de cancer bronchique et 2359 témoins. L'évaluation de l'exposition a été réalisée par expertise sur la base de plus de 2400 prélèvements atmosphériques réalisés entre 1969 et 1973 (mesures par MOCP, fibres > 5µm). La modélisation du risque de cancer bronchique, basée sur le modèle logistique et après ajustement sur plusieurs co-facteurs dont le tabagisme, aboutit à un Odd Ratio (OR) = 1.5 [1.2-1.9] par unité d'exposition cumulée (exprimée en log (f/ml.années +1)). Appliquée à une exposition cumulée à l'amiante de 4 f.mL⁻¹.années, l'OR calculé de cancer bronchique apparaît significativement élevé (OR=1.90 [1.3-2.7]). Une seconde étude cas-témoins a été menée en population générale par Pohlabeln *et al.* (2002), sur 839 cas et 839 témoins. Dans cette étude, l'évaluation de l'exposition professionnelle a été conduite par expertise approfondie selon un protocole en deux phases sur un échantillon de 164 sujets de chaque catégorie (exposés / non exposés) à partir de questionnaires spécialisés et de relevés de carrière. L'exposition cumulée a été calculée en tenant compte de l'estimation des niveaux d'exposition et de la durée de chaque emploi. La modélisation par régression logistique, ajustée sur le statut tabagique, décrit un OR de 1.178 [1.052-1.318] par unité d'exposition (Log (exposition cumulée en f/ml.années +1)). Une exposition cumulée de 10 f.mL⁻¹.années est ainsi associée à une élévation significative de l'OR à 1.94 [1.10-3.43]. Une troisième étude, publiée en 2006 par Meguellati-Hakkas *et al.*, s'est intéressée à une cohorte de sujets faiblement exposés (maintenance de lignes téléphoniques). Après évaluation par une matrice emplois-expositions, une exposition de 2 f.mL⁻¹.années est associée à un OR de 2.1 [1.1-4.0] comparativement aux sujets ayant une exposition inférieure à 0.5 f/ml.années. Bien que donnant des valeurs d'exposition cumulée sensiblement différentes (de 2 à 10 f.mL⁻¹.années) pour un OR de 2, ces études vont toutes dans le sens d'une sous estimation du modèle de référence pour les faibles doses.

Les données concernant le mésothéliome ont démontré l'existence d'un risque significatif pour des faibles niveaux d'exposition cumulée. A titre d'exemple, Iwatsubo *et al.* en 1998 retrouvait un OR de 4.0 [1.7-9.7] (4.6 [1.4-15.4]) pour des expositions intermittentes (continues) supérieures à 0.5 f/ml.années. Les données recueillies plus récemment par le programme national de surveillance du mésothéliome (PNSM) confirment l'existence d'un risque significatif pour des expositions cumulées faibles (OR 2.6 [1.5-4.5] pour une exposition >0 – 0.06 f.mL⁻¹.années comparativement aux sujets non exposés.

2.2 Position du CES VLEP

Lors de cette expertise, le CES VLEP a conclu que :

- Toutes les variétés minéralogiques d'amiante reconnues et commercialisées sont susceptibles d'induire un cancer chez l'Homme après inhalation. Le CES VLEP a recommandé la mise en place d'une valeur unique pour protéger des effets de chaque variété minéralogique.
- Au vu des données actuelles, le CES VLEP a indiqué que les fibres d'amiante sont considérées comme un cancérigène sans seuil. Comme indiqué auparavant, les études expérimentales mettent en évidence le caractère génotoxique des fibres d'amiante. Après analyse des relations dose-réponses pour le cancer broncho-pulmonaire et le mésothéliome à partir des études de cohorte, les modèles sans seuil ont été retenus au niveau international pour décrire la relation entre exposition cumulée et cancer.
- Le CES VLEP a proposé, étant donné le potentiel cancérigène des FFA, d'inclure cette classe dimensionnelle pour la mesure réglementaire des niveaux d'empoussièrement en hygiène du travail, impliquant *de facto* une modification de la méthode analytique utilisée à l'heure actuelle. Bien que les FFA ne soient pas incluses dans les modèles de calcul d'excès de risque unitaire

existants (US-EPA, 1986 ; Inserm, 1997, Hodgson et Darnton, 2000), le CES VLEP a souhaité, dans une approche conservatrice, que la VLEP inclut également les FFA et concerne ainsi toutes les fibres de longueur supérieure à 5 µm.

Concernant la proposition de VLEP, le CES VLEP a recommandé 3 valeurs de concentrations d'amiante associées à 3 ERI en vue de laisser au gestionnaire le choix de se positionner sur un risque qu'il jugerait acceptable en considérant d'autres paramètres technico-socio-économiques.

L'application du modèle Inserm, qui considère une population de travailleurs exclusivement masculine et une exposition majoritaire à la variété de fibres chrysotile (fibre d'amiante considérée comme ayant le potentiel cancérigène le moins fort), avec un scénario d'exposition continue à l'amiante (40 heures/semaines et 48 semaines/an soient 1920 heures par an) de l'âge de 20 à 65 ans, conduit ainsi à un excès de risque de mortalité par mésothéliome ou par cancer du poumon rapporté à la population des travailleurs français de :

- 3.10^{-3} f-mocp.mL⁻¹ pour un ERI de 10^{-4}
- 3.10^{-4} f-mocp.mL⁻¹ pour un ERI de 10^{-5}
- 3.10^{-5} f-mocp.mL⁻¹ pour un ERI de 10^{-6}

Etant donné qu'il n'a pas été mis en évidence d'aspects quantitatifs sur une toxicité aiguë liée aux fibres d'amiante, la fixation d'une VLCT n'est pas recommandée. Dans la mesure où les données disponibles ne permettent ou ne justifient pas la fixation d'une VLCT, il est préconisé de ne pas dépasser la valeur de 5 fois la VLEP-8h pendant 15 min³ afin de limiter l'importance des niveaux d'exposition sur de courtes périodes d'exposition.

2.3 Conclusion

En 2009, l'Anses a recommandé une révision de la VLEP amiante actuelle, en l'occurrence 0,1 f.cm⁻³ sur une heure, valeur retenue *a priori* par l'Andra pour son étude. En effet, cette valeur de gestion a impliqué d'autres considérations que sanitaires lors de sa fixation et n'est pas adaptée dans le cadre de l'évaluation de l'impact sanitaire conduite par l'Andra. Ainsi, il serait souhaitable de s'appuyer sur l'expertise réalisée par l'Anses en retenant les scénarios présentés par le CES VLEP à partir du modèle proposé par l'Inserm (1997). Les calculs réalisés conduisent à un **excès de risque unitaire (ERU) de $3,3 \times 10^{-2}$ (f-mocp.ml⁻¹)⁻¹**, valeur à retenir pour des scénarios d'exposition répétée et cumulée pour les travailleurs. Les rapporteurs rappellent que l'hypothèse retenue pour le calcul de l'ERU est la moins majorante et sous-estime éventuellement le risque sanitaire puisqu'elle considère uniquement un scénario d'exposition au chrysotile pour les travailleurs en écartant le mixte chrysotile/amphibole. Or, il est possible que les sites de stockage de déchets accueillent des matériaux ou produits mélangeant les différents types d'amiante.

Aucune donnée quantitative ou relation dose réponse ne permet de justifier et de proposer la construction d'une valeur de référence sanitaire pour une exposition à court terme.

³ Pour plus de détails, se reporter au rapport d'expertise collective en vue de la fixation de valeurs limites d'exposition à des agents chimiques en milieu professionnel » de décembre 2008, portant sur les recommandations relatives aux valeurs limites d'exposition professionnelle en vue de limiter l'importance et le nombre de pics d'exposition dans une journée de travail (partie1)

3 Analyse des VTR

3.1 VTR et modèles de calcul d'excès de risque recensés

Une recherche des VTR par inhalation pour les fibres d'amiante a été réalisée. Seules deux valeurs ont été recensées pour une exposition chronique par inhalation (US EPA, 1986 ; OEHHA, 2009). Le modèle élaboré par l'US Environmental protection agency (US EPA) reste la référence puisqu'il a été exploité par l'OEHHA en 2009 et l'Inserm en 1997 afin d'ajuster leurs propres modèles d'excès de risques.

US-EPA 1986

L'excès de risque unitaire (ERU) proposé par l'EPA en 1986 s'établit à $2,3 \times 10^{-1}$ par $f.mL^{-1}$ pour le risque cumulé de décès par cancer du poumon ou par mésothéliome pour des expositions chroniques par inhalation. Il a été calculé à partir d'un modèle épidémiologique en milieu professionnel s'appuyant sur plusieurs études (Selikoff, I.J. 1976; 1979; Dement *et al.*, 1983b ; McDonald *et al.*, 1983a ; 1983b ; 1984; Peto, 1980 ; Berry and Newhouse, 1983; Seidman, 1984; Henderson and Enterline, 1979; Weill *et al.*, 1979; Finkelstein, 1983; Peto *et al.*, 1982 ; Seidman *et al.*, 1979 d'après US EPA, 1986). L'ERU a été calculé à partir des taux d'incidence de mortalité par cancer pour la population américaine sans tenir compte des habitudes de consommation de tabac. Les risques associés à une exposition professionnelle ont été ajustés à une exposition continue en retenant une hypothèse de $140 m^3 / 50 m^3$ (volume respiratoire moyen total de $20 m^3$ par jour et de $10 m^3$ pour 8 heures au poste de travail). L'US EPA précise que le calcul de l'ERU est basé sur des concentrations en fibres mesurées en MOCP et, par conséquent, que l'ERU ne doit pas être appliqué aux mesures réalisées avec d'autres techniques analytiques.

En complément des études citées précédemment pour le calcul de l'ERU, l'US EPA avait identifié 3 autres études professionnelles dans les mines indiquant une augmentation des cancers broncho-pulmonaires (Mc Donald *et al.*, 1980 ; Nicholson *et al.*, 1979 ; Rubino *et al.*, 1979 d'après US EPA, 1986). La pente calculée à partir de ces études s'est avérée inférieure aux autres études, peut être en raison d'une différence concernant la distribution granulométrique des fibres d'amiante, et les études n'ont pas été retenues pour le calcul de l'ERU. La pente de l'ERU a été calculée avec les modèles de survie pour les cancers broncho-pulmonaires en considérant un modèle d'excès de risques relatifs et pour les mésothéliomes en considérant un modèle d'excès de risques absolus. La pente pour les cancers broncho-pulmonaires a été calculée comme la moyenne géométrique pondérée des estimations de 11 études (Selikoff, I.J. 1976; Dement *et al.*, 1983b ; McDonald *et al.*, 1983a ; 1983b ; 1984; Peto, 1980 ; Berry and Newhouse, 1983; Seidman, 1984; Henderson and Enterline, 1979; Weill *et al.*, 1979; Finkelstein, 1983; d'après US EPA, 1986). La pente pour les mésothéliomes est basée sur des valeurs calculées à partir de 4 études (Selikoff, I.J., 1979; Peto, 1980 ; Finkelstein, 1983; Peto *et al.*, 1982 ; Seidman *et al.*, 1979 d'après US EPA, 1986) ajustées pour l'incidence des mésothéliomes à partir d'autres études.

L'US EPA note que les estimations quantitatives sont limitées par des incertitudes inhérentes à l'estimation de l'exposition (absence de données sur l'historique de l'exposition dans les études professionnelles et incertitude liée aux conversions entre les différentes méthodes analytiques).

A titre indicatif, Berman and Crump, pour le compte de l'US-EPA dans un processus de ré-évaluation du risque lié aux expositions à l'amiante engagé depuis 2001, ont proposé de nouveaux indices d'exposition pour l'évaluation des risques sanitaires, basés sur des données métrologiques en META, et qui concernent les fibres de $L > 10\mu m$ et $d < 0,4\mu m$. Ce processus n'est toujours pas achevé mais un « final draft » a été rédigé en 2003 suite à un workshop d'experts. Dans cette

évaluation, Berman and Crump considèrent que, pour déterminer le risque de décès par cancer du poumon ou mésothéliome, le meilleur indicateur d'une exposition à l'amiante correspond aux fibres de $d < 0,4 \mu\text{m}$ et $L > 10 \mu\text{m}$ mesurées par META. Il s'agit à l'heure actuelle de la seule évaluation reprenant les études épidémiologiques, proposant un indicateur d'exposition en META et la relation dose - réponse associée. Toutefois, les limites de ces estimations basées sur une seule classe de fibres ont été soulignées. Rappelons également que cette méthode a été proposée en 2003 et n'a toujours pas fait l'objet à ce jour d'une validation définitive par l'US-EPA. Cette démarche a été analysée et discutée dans le rapport d'expertise relatif à la prise en compte du critère dimensionnel pour la caractérisation des risques sanitaires liés à l'inhalation d'amiante (Afsset, 2009a).

OEHHA 2009

L'excès de risque unitaire proposé par l'Office of environmental health hazard assessment (OEHHA) en 2009 s'établit à $6,33 \times 10^{-2}$ par $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, soit l'équivalent de $1,9 \times 10^{-4}$ pour 100 fibres MOCP. m^{-3} , soit $1,9 \text{ (f MOCP} \cdot \text{mL}^{-1})^{-1}$. Il est donc plus élevé que l'ERU de l'EPA. Les deux ERU ont été établis à l'aide du même modèle (US EPA, 1986) mais l'extrapolation n'est pas réalisée de la même manière. L'ERU de l'EPA a été établi à partir d'une population américaine "moyenne" (homme, femme, fumeurs et non fumeurs). Pour l'OEHHA, la catégorie la plus à risque a été retenue à savoir les femmes non fumeuses et le risque de mésothéliome.

En effet, les modèles ont extrapolé les excès de risques observés dans les différentes études de cohortes exposées en milieu professionnel à des niveaux plus faibles d'amiante mesurés dans l'environnement. Les estimations des risques vie entière de cancers broncho pulmonaire et de mésothéliomes consécutifs à une exposition continue à $0,0001 \text{ f} \cdot \text{cm}^{-3}$ d'amiante sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 2 : estimations des risques vie entière de cancers broncho pulmonaire et de mésothéliomes consécutifs à une exposition continue à $0,0001 \text{ f} \cdot \text{cm}^{-3}$ d'amiante (exprimées en cas pour une population de 1 million d'individus)

Groupe	Cancers broncho pulmonaires	Mésothéliomes
Hommes fumeurs	11 (110)	24 (120)
Femmes fumeuses	5 (50)	32 (160)
Hommes non fumeurs	2 (15)	32 (160)
Femmes non fumeuses	1 (6)	38 (190)

Les valeurs d'excès de risques vie entière de cancers broncho pulmonaires entre 11 et 110 par million pour $0,0001 \text{ f} \cdot \text{cm}^{-3}$ d'amiante ont été retenues (fibres $> 5 \mu\text{m}$). Pour les mésothéliomes, les valeurs d'excès de risques vie entière entre 38 et 190 par million pour $0,0001 \text{ f} \cdot \text{cm}^{-3}$ ont été retenues. Ces valeurs correspondent aux meilleures estimations moyennes et proches de la limite supérieure de l'intervalle de confiance pour les groupes théoriquement les plus à risques pour les cancers broncho pulmonaires et les mésothéliomes. Pour le calcul de l'ERU, la valeur pour les mésothéliomes chez les femmes non fumeuses, la plus protectrice d'un point de vue sanitaire, a été retenue. L'OEHHA indique que ces fibres sont à mesurer avec la MOCP. Ainsi, l'ERU est de $6,33 \times 10^{-2}$ par $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit l'équivalent de $1,9 \times 10^{-4}$ pour 100 fibres MOCP/ m^3 , soit $1,9 \text{ (f MOCP} \cdot \text{mL}^{-1})^{-1}$. Les facteurs de conversion utilisés correspondent aux hypothèses par défaut proposées par l'US EPA (1986) et sont détaillés dans la partie 4.

Inserm 1997

Le modèle développé par l'expertise INSERM de 1997 est le même que celui élaboré par l'US-EPA en 1986. Il s'agit donc d'un modèle linéaire par rapport à la concentration d'amiante. Il a été utilisé avec des données de mortalités issues de la population française. Les calculs de risque ont été réalisés pour des expositions continues au chrysotile et plusieurs scénarios d'exposition ont été envisagés. La construction du modèle est largement explicitée au chapitre 2.1.1.

Scénario « exposition passive » pour la population générale :

Les calculs de risques ont été réalisés en considérant une exposition continue à une concentration de 0,025 f-mocp.mL⁻¹ de chrysotile de l'âge de 5 ans à 65 ans 40h/semaine et 48 semaines /an. Globalement les estimations des nombres de décès supplémentaires dus à une telle exposition à l'amiante ont été de 15 décès par cancer (poumon + mésothéliome) pour 10000 hommes exposés et de 10 décès par cancer pour 10000 femmes exposées. En considérant une population composée de 50 % de femme et de 50 % d'homme on obtient 12,5 décès par cancer pour 10000 personnes exposées. Ceci correspond à un ERI de 1,25.10⁻³ dans cette population.

Compte tenu du modèle utilisé, la relation entre ERI et concentration d'exposition est linéaire. Par conséquent, en considérant le même scénario d'exposition et la même population, la concentration de chrysotile associée à un ERI donné est présentée dans le tableau 3.

Tableau 3 : Concentrations de chrysotile, exprimée en f-mocp/ml, associée à un ERI de décès par cancer du poumon ou mésothéliome, en considérant une exposition continue de l'âge de 5 ans à 65 ans 40h/semaine et 48 semaines/an

	ERI		
	10 ⁻⁶	10 ⁻⁵	10 ⁻⁴
Concentration en f-mocp.mL ⁻¹ associée à une exposition continue de l'âge de 5 ans à 65 ans 40h/semaine et 48 semaines/an (exposition passive)	8.10 ⁻⁵	8.10 ⁻⁴	8.10 ⁻³

Les calculs réalisés conduisent à un ERU de 1,25 x10⁻² (f MOCP.mL⁻¹)⁻¹.

Hodgson et Darnton (2000)

Les auteurs proposent un modèle d'excès de risque de cancer (mésothéliome pleural, péritonéal et cancer du poumon) non linéaire sur la base d'une méta-analyse des résultats observés dans 17 cohortes. Ce travail prend en compte la nature des fibres d'amiante et distingue 3 variétés minéralogiques (Crocidolite, Amosite et Chrysotile). Le modèle proposé par Hodgson et Darnton (2000) est développé dans le rapport d'expertise collective relatif à la proposition de valeurs limites d'exposition professionnelle pour les fibres d'amiante (Afsset, 2009b).

3.2 Conclusion

Seules deux valeurs ont été recensées pour une exposition chronique par inhalation (US EPA, 1986 ; OEHHA, 2009). Le modèle élaboré par l'US EPA, modèle linéaire par rapport à la concentration d'amiante, reste la référence puisqu'il a été exploité par l'Inserm en 1997 et l'OEHHA en 2009 afin d'ajuster leurs propres modèles d'excès de risques. L'US EPA précise que le calcul de l'ERU est basé sur des concentrations en fibres mesurées en MOCP et, par conséquent, que l'ERU ne doit pas être appliqué aux mesures réalisées avec d'autres techniques analytiques.

Afin d'assurer une cohérence entre les valeurs à considérer dans les différents scénarios pour la population générale et les travailleurs, l'Anses recommande de retenir également le modèle proposé par l'Inserm en 1997. Les arguments en faveur de l'utilisation de ce modèle ont été détaillés dans la partie 3. Le modèle développé par l'expertise Inserm a été utilisé avec des données de mortalités issues de la population française. Les calculs de risques ont été réalisés en considérant une exposition continue à une concentration de 0,025 f-mocp.mL⁻¹ de chrysotile de l'âge de 5 ans à 65 ans 40h/semaine et 48 semaines /an. Les calculs réalisés conduisent à un ERU de 1,25 x10⁻² (f MOCP.mL⁻¹)⁻¹.

Rappelons que malgré des données plus récentes, la proposition d'une courbe non linéaire et une analyse par type de fibres chrysotile / amphiboles, les incertitudes associées au modèle de Hodgson et Darnton (2000) ne permettent pas d'estimer que sa validité est supérieure à celle du modèle Inserm

A ce stade, l'Andra a retenu une VTR de $0,22 \text{ (fibres/mL)}^{-1}$ pour les scénarios résidence et jeux d'enfants. **L'Anses propose d'exploiter le modèle d'excès de risque de l'Inserm considérant une exposition continue au chrysotile de l'âge de 5 ans à 65 ans 40h/semaine et 48 semaines /an et aboutissant à une VTR de $1,25 \times 10^{-2} \text{ (f moccp.mL}^{-1}\text{)}^{-1}$.** Les rapporteurs rappellent que l'hypothèse retenue pour le calcul de l'ERU est la moins majorante et sous-estime éventuellement le risque sanitaire puisqu'elle considère uniquement un scénario d'exposition au chrysotile pour la population générale en écartant le mixte chrysotile/amphibole. Or, il est possible que les sites de stockage de déchets accueillent des matériaux ou produits mélangeant les différents types d'amiante.

Aucune donnée quantitative ou relation dose réponse ne permet de justifier et de proposer la construction d'une valeur de référence sanitaire pour une exposition à court terme.

4 Conversion des concentrations

Les données de la littérature restent parcellaires sur la conversion des concentrations de mg.m^{-3} en fibres.mL^{-1} . Par ailleurs, les données disponibles sont anciennes consécutivement au fait que les résultats de mesures réalisées en environnement général sont exprimées en nombre de fibres depuis plus de 15 ans et bien avant pour l'hygiène industrielle.

Aux Etats-Unis, les agences sanitaires incluant l'ATSDR, l'OEHHA ou le National institute for occupational safety and health (NIOSH), s'appuient sur un facteur de conversion proposé par l'US EPA en 1986. En effet, les anciennes mesures réalisées par META proposaient des résultats en masse d'amiante par volume d'air (par exemple, en $\mu\text{g.m}^{-3}$). Afin d'estimer les concentrations en fibres, et ceci notamment pour apprécier l'évolution des concentrations d'amiante sur un site ou pouvoir exploiter les anciens résultats pour des études épidémiologiques, l'US EPA a calculé un facteur de conversion permettant d'avoir un équivalent en nombre de fibres mesurées par la MOCP. Cependant, la corrélation entre les comptages de fibres mesurées en MOCP et les concentrations massiques mesurées en META est faible. L'US EPA propose un facteur de 30 $\mu\text{g.m}^{-3}$ par fibre par centimètre cube ($\mu\text{g.m}^{-3}/\text{f.cc}^{-1}$) en soulignant que cette valeur est très incertaine puisqu'elle représente la moyenne géométrique de facteurs de conversion compris entre 5 et 150 ($\mu\text{g.m}^{-3}/\text{f.cc}^{-1}$). Les facteurs de conversion sont issus de 6 études ayant utilisé les deux méthodes de mesures et de calcul.

Tableau 4 : facteurs de conversion utilisés par l'US EPA (US EPA, 1986)

Site	Nombre de fibres ^a (f.mL^{-1})	Concentration massique ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Facteur de conversion ($\mu\text{g.m}^{-3}/\text{f.mL}^{-1}$)
Usine textile, British Occupational Hygiene Society (1968)	2	120	60
Essai en chambre (Davis <i>et al.</i> , 1978)	1950	10 000	5
Contrôle au poste de réparation de frein, microscopie électronique (Rohl <i>et al.</i> , 1976)	0,1 à 4,7 (7 échantillons)	0,1 à 6,6	0,7 à 24 ^b (moyenne= 6)
Usine textile, moulins (Lynch <i>et al.</i> , 1970)			150 ^c
Fabrication de produits de friction (Lynch <i>et al.</i> , 1970)			70 ^c
Fabrication de tuyaux (Lynch <i>et al.</i> , 1970)			45 ^c

^a : tous les résultats sont basés sur une mesure en MOCP et concernent les fibres > 5 μm

^b : le facteur de conversion pourrait être faible en raison d'une perte lors de l'analyse en microscopie électronique

^c : le facteur de conversion pourrait être élevé en raison d'une surestimation de la masse d'amiante basée sur le magnésium total

L'US EPA souligne que ces estimations de conversion restent approximatives et détaillent pour certaines études les limites associées. L'US EPA rappelle qu'en 1986, la norme proposée pour l'amiante en Grande Bretagne par le British Occupational Hygiene Society (BOHS) retenait une conversion d'une masse d'amiante dit « respirable » de $0,12 \text{ mg.m}^{-3}$ équivalente à 2 f.mL^{-1} (BOHS, 1968 d'après US EPA, 1986). Cependant, la norme ne décrit pas les fondements de cette conversion. Si la relation a été obtenue sur la mesure du magnésium dans l'aérosol, elle aura été surement surestimée en raison de la présence de composés non fibreux contenant du magnésium. Tel est le cas pour les travaux de Lynch *et al.* (1970 d'après US EPA, 1986) pour lesquels l'US EPA indique que le facteur est indiscutablement surestimé. Au contraire, l'US EPA juge que les données de Rohl *et al.* (1976 d'après US EPA, 1986) sous-estiment la valeur du facteur de conversion en raison d'une perte lors de la mesure par microscopie électronique de la

concentration massique. Aucune information n'était disponible sur le protocole suivi par Davis *et al.* (1978 d'après US EPA, 1986) afin de déterminer la concentration massique d'amiante.

Ainsi, l'US EPA note que l'intervalle compris entre 5 et 150 pour le facteur de conversion entre la concentration massique et la concentration en fibres mesurée en MOCP est large et qu'il existe des incertitudes pour chaque valeur. L'US EPA propose un facteur de $30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ par fibre par centimètre cube ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}/\text{f}\cdot\text{cc}^{-1}$) basé sur la moyenne géométrique des 6 études avec un écart type géométrique de 4. L'US EPA indique que, pour l'amosite, les données de Davis *et al.* (1978 d'après US EPA, 1986) suggèrent qu'un facteur de 18 serait plus approprié (facteur de conversion néanmoins sous-estimé en raison des limites évoquées précédemment).

L'US EPA indique que ce facteur de conversion est une valeur par défaut à n'utiliser que lorsqu'il n'existe pas de facteur de conversion plus approprié aux types d'activités, de sites ou d'amiante. En effet, l'US EPA attire l'attention sur le fait que le ratio entre la masse et le nombre de fibres dépend du type d'amiante, de la distribution granulométrique des fibres et de la technique de mesures. Ce facteur de conversion par défaut a été calculé à partir d'études basées sur des mesures de chrysotile et il semble que ce facteur de conversion serait plus élevé pour les amphiboles.

Dans la révision d'une norme pour l'amiante publiée en 1976 par le NIOSH, l'institut souligne la variabilité des données et évoque d'autres publications établissant des conversions entre les concentrations massiques et les concentrations en fibres mesurées en MOCP. Lynch et Ayer (1966, d'après NIOSH, 1976) ont mesuré des concentrations de fibres d'amiante dans une industrie textile en MOCP et déterminé la distribution granulométrique avec la microscopie électronique. La masse de chrysotile sur le filtre a été estimée avec la spectrométrie d'absorption nucléaire en mesurant le contenu en magnésium avec l'hypothèse que le chrysotile contient 25 % de magnésium. Les auteurs concluent qu'un nanogramme d'amiante est approximativement équivalent à 5 fibres $> 5 \mu\text{m}$ par microscopie optique. Le NIOSH rappelle également les résultats de l'étude de Lynch *et al.* (1970) utilisés par l'US EPA. En utilisant la même méthode pour d'autres activités réalisées dans l'industrie textile, les auteurs concluent à une large variabilité des facteurs de conversion et estiment qu'un nanogramme d'amiante est approximativement équivalent entre 6,7 et 46,5 fibres $> 5 \mu\text{m}$ selon les opérations. Dans une étude investiguant une contamination par l'amiante dans des bâtiments commerciaux, Nicholson *et al.* (1975 d'après NIOSH, 1976) ont comparé les résultats de concentrations massiques d'amiante déterminées par la microscopie électronique avec ceux de concentrations en fibres d'amiante déterminées par la microscopie optique sur les mêmes échantillons. Les données présentent une grande variabilité soulignant l'absence de conversion homogène. Un nanogramme d'amiante était équivalent à aucune jusqu'à 6 570 fibres d'amiante $> 5 \mu\text{m}$ déterminées par microscopie optique. Les auteurs ont calculé qu'en moyenne un nanogramme était équivalent à 52 fibres d'amiante $> 5 \mu\text{m}$ déterminées par microscopie optique. Dans une autre étude de Nicholson (1973 d'après NIOSH, 1976) réalisée dans une communauté située à proximité d'une compagnie minière (Silver Bay, Minnesota), les résultats indiquent qu'un nanogramme de fibres d'amphiboles était équivalent de 640 à 108 000 fibres totales d'amphiboles mesurées par microscopie optique, avec une valeur moyenne de 30 600 fibres.ng-1. Le NIOSH rapporte les résultats d'une étude de Dement *et al.* (1975 d'après NIOSH, 1976) proposant des valeurs de conversion pour des amphiboles issues de 22 échantillons prélevés dans des mines d'or et analysées par microscopie optique (nombre de fibres) et électronique (masse). La masse a été calculée à partir de la distribution granulométrique des fibres déterminée en microscopie électronique et en retenant l'hypothèse d'une densité de $2,5 \text{ g}\cdot\text{cc}^{-1}$. Ainsi, un nanogramme était approximativement équivalent à 1 200 fibres totales par microscopie électronique ou 400 fibres $> 5 \mu\text{m}$ par MOCP. Enfin, le NIOSH décrit une dernière étude de Bruchman et Rubino (1975 d'après NIOSH, 1976) dans laquelle les auteurs suggèrent un facteur de conversion de 20 fibres d'amiante $> 5 \mu\text{m}$ déterminées par MOCP par nanogramme d'amiante.

En 1984, le National research council (NRC) a recommandé que $1 \text{ f}\cdot\text{mL}^{-1}$ mesurée en MOCP (fibres $> 5 \mu\text{m}$) est approximativement égale à $60 \text{ f}\cdot\text{mL}^{-1}$ mesurées en META et que ces deux valeurs sont approximativement égales à une concentration massique de $30 \mu\text{g}$ d'amiante par m^{-3}

(1 mg.m⁻³ est approximativement égal à 33 f.mL⁻¹ mesurées en MOCP et 2000 f.mL⁻¹ mesurées en META). Le NRC souligne que cette conversion par défaut reste approximative puisqu'elle dépend du type d'amiante et de la distribution granulométrique des fibres. Le NRC propose un tableau établissant des relations entre les méthodes de mesure de l'amiante en hygiène industrielle. Les ratios, basés sur des estimations directes, indépendantes (hormis ceux entre parenthèses), sont calculés à partir d'autres ratios. Bien que l'exactitude de ces estimations ne soit pas connue, le NRC indique que ces valeurs constituent plus un ordre de grandeur. Ces facteurs de conversion ne devraient être appliqués uniquement pour des situations d'exposition similaires aux études ayant permis de réaliser ces calculs. La construction de ce tableau s'appuie sur les ratios proposés par Cook et Marklund (1982 d'après NRC, 1984), Davis *et al.* (1978 d'après NRC, 1984), Dement *et al.* (1982), Lynch *et al.* (1970 d'après NRC, 1984), Rohl *et al.* (1976 d'après NRC, 1984) et le BOHS (Walton, 1982 d'après NRC, 1984). Le NRC a procédé à quelques ajustements afin d'obtenir une cohérence dans les calculs.

Tableau 5 : facteurs de conversion proposés par le NRC (NRC, 1984)

Référentiel	Impinger (mppcf)	Fibres MOCP (> 5 µm) (f.cm ⁻³)	Fibres ME (f.cm ⁻³)	Masse (mg.m ⁻³)
1 mppcf (impinger) ^a	1	6	(360) ^b	(0,2)
1 f > 5µm. cm ⁻³ (MOCP) ^c	0,17	1	60	<u>0,03</u>
1 f. cm ⁻³ (ME)	(0,0028)	0,017	1	0,0005
1 mg.m ⁻³ (masse)	(5)	<u>30^d</u>	2 000 ^e	1

^a : collecté dans un impinger et compté à x100 dans le champ lumineux. Mppcf= millions of particles per cubic foot

^b : ratios entre parenthèses calculés à partir d'autres ratios

^c : collecté sur une membrane et compté par MOCP à x430

^d : facteur de conversion de 30 fMOCP.ng⁻¹ versus un facteur nominal de 20 f.ng⁻¹ parfois utilisé

^e : facteur de conversion de 2 000 fME.ng⁻¹

A titre d'exemple, Valic dans une communication personnelle, illustre les relations entre le diamètre et la longueur des fibres avec les concentrations exprimées en f.mL⁻¹ pour une concentration gravimétrique de 10 ng.mL⁻¹ (sur la base d'une publication de Pott, 1978). L'auteur indique que pour une même concentration gravimétrique, l'échantillon peut contenir 32 f.mL⁻¹ si les fibres présentent un diamètre de 2,0 µm et une longueur de 40 µm ; 8 200 000 f.mL⁻¹ si les fibres présentent un diamètre de 0,03 µm et une longueur de 0,63 µm (Valic, 2002).

D'autres auteurs proposent une conversion fondée sur la longueur moyenne des fibres de longueur supérieure à 5 µm et des densités respectives de 3,5 et 2,5 pour l'amosite et le chrysotile. 1f.L⁻¹ correspond alors à 3,39 ng.m⁻³ pour l'amosite et 0,73 ng.m⁻³ pour le chrysotile. Les conversions utilisent fréquemment une valeur moyenne ne tenant pas compte du type de fibre, la concentration de 25 f.L⁻¹ étant considérée comme équivalent à 50 ng.m⁻³.

La directive 87/217/CEE du 19 mars 1987 concernant la prévention et la réduction de la pollution de l'environnement par l'amiante recommande, lorsque des méthodes de comptage des fibres sont utilisées pour vérifier le respect de la valeur limite, d'utiliser un facteur de conversion de 2 f.mL⁻¹ pour 0,1 mg.m⁻³ de poussières d'amiante.

Une étude comparative réalisée en France et publiée par Bignon *et al.* (1990) rapporte les résultats d'analyses en META (méthode indirecte) réalisés sur 100 prélèvements d'air issus de bâtiments incluant des matériaux contenant de l'amiante. Les données obtenues ont permis de calculer une équation par régression linéaire permettant de convertir les concentrations massiques en fibres > 5 µm par litre (y= -0,1187 + 0,553x). Par exemple, 1,8 x10³ ng.m⁻³ correspondent à 1 f.mL⁻¹.

Dans une publication de 2007, Dodic-Fikfak propose de développer des facteurs de conversion à partir de mesures réalisées dans une industrie slovène d'amiante ciment impliquant différents postes de travail, de procédés (humide ou à sec) et de matériaux (amiante versus amiante ciment, tuyaux versus autres matériaux). L'auteur a exploité des échantillons prélevés entre 1985 et 1989 en utilisant les méthodes gravimétrique et de filtration par membrane. Ainsi, 78 doubles prélèvements ont été analysés. En raison du nombre limité de données, une méthode non paramétrique a été utilisée afin de calculer les facteurs de conversion. L'auteur souligne l'influence du produit et du procédé de fabrication pour le calcul de ces facteurs. La moyenne géométrique a été calculée pour chaque type d'activité (amiante versus amiante ciment, puis fabrication de tuyaux versus fabrication d'autres matériaux, puis procédés humides versus procédés à sec). De manière globale, l'auteur a calculé un facteur de $0,9 \text{ f.cm}^{-3}$ pour 1 mg.m^{-3} ($0,3$ à $4,7 \text{ f.cm}^{-3}$ pour 1 mg.m^{-3}).

L'auteur rappelle l'existence d'autres facteurs de conversion proposés dans la littérature. Bauer *et al.* (1997 d'après Dodic-Fikfak, 2007) ont proposé un facteur de conversion de 5 f.mL^{-1} pour $0,1 \text{ mg.m}^{-3}$. Les auteurs soulignent qu'en raison de la variabilité des résultats publiés dans la littérature, ce facteur de conversion n'est à utiliser que par défaut.

Harries (1971 d'après Dodic-Fikfak, 2007) a comparé les concentrations en masse et en nombre de fibres d'amiante lors de travaux d'isolation sur des chantiers navals. L'auteur a conclu que les 3 indices (poussières totales, poussières respirables et f.cm^{-3}) n'étaient pas suffisamment précis individuellement pour être dérivés des autres.

Kopczyk-Myszlon (1984 d'après Dodic-Fikfak, 2007) s'est intéressé aux travaux ferroviaires en comparant 2 indices de contamination de l'air avec une régression linéaire. L'auteur indique que les facteurs de conversion résultants s'échelonnaient entre $0,03$ et $0,06 \text{ f.cm}^{-3}$ pour $0,1 \text{ mg.m}^{-3}$.

Puledda et Marconi (1991) ont réalisé une étude sur la conversion des concentrations de fibres en masse à partir de mêmes échantillons prélevés à partir des émissions de 3 sites industriels (fabrication de matériaux en amiante ciment/chrysotile ; fabrication de tuyaux en amiante ciment/chrysotile et crocidolite ; mine de chrysotile). Les auteurs soulignent que les valeurs des facteurs de conversion varient largement et s'échelonnent entre $0,4$ et $4,9 \times 10^3$ fibres par microgramme ($\text{f.}\mu\text{g}^{-1}$). Les auteurs expliquent cette variabilité par l'efficacité et la fréquence de nettoyage des filtres ainsi que la distribution granulométrique des fibres d'amiante selon le process industriel. Par ailleurs, les modalités de prélèvement et d'analyse influencent également les résultats. Les auteurs soulignent que peu d'études ont été réalisées en utilisant le même filtre pour la détermination de la concentration massique et celle en fibres (MOCP). Ils notent que les valeurs calculées sont inférieures à celles proposées par la directive 87/217/CEE ou par l'US EPA en 1986. Les auteurs expliquent cette différence par le fait que ces valeurs sont basées sur des mesures réalisées en microscopie électronique à partir d'échantillons prélevés au poste de travail, en air ambiant ou intérieur. Les protocoles de prélèvement et d'analyse pourraient aussi expliquer cette divergence.

Tableau 6 : facteurs de conversion ($\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 fibre > 5 μm mesurée en MOCP) issus de la littérature

Références	Facteurs de conversion ($\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 fibre > 5 μm mesurée en MOCP)
Usine textile, British Occupational Hygiene Society (1968 d'après US EPA, 1986)	60 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
Essai en chambre (Davis <i>et al.</i> , 1978 d'après US EPA, 1986)	5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
Contrôle au poste de réparation de frein, microscopie électronique (Rohl <i>et al.</i> , 1976 d'après US EPA, 1986)	6 (moyenne) (0,7 à 24) $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
Usine textile, moulins (Lynch <i>et al.</i> , 1970 d'après US EPA, 1986)	150 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
Fabrication de produits de friction (Lynch <i>et al.</i> , 1970 d'après US EPA, 1986)	70 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
Fabrication de tuyaux (Lynch <i>et al.</i> , 1970 d'après US EPA, 1986)	45 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
US EPA, 1986 (moyenne géométrique des données de Davis <i>et al.</i> , 1978 ; Rohl <i>et al.</i> , 1976 ; Lynch <i>et al.</i> , 1970 ; BOHS, 1968) (facteur de conversion repris par l'ATSDR, l'OEHHA, le NIOSH)	30 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
Usine textile (Lynch et Ayer (1966, d'après NIOSH, 1976))	200 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
Batiments commerciaux (Nicholson <i>et al.</i> (1975 d'après NIOSH, 1976))	19 (moyenne) $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
Mines, amphiboles (Nicholson <i>et al.</i> (1973 d'après NIOSH, 1976))	0,03 (moyenne) $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
Mines d'or (Dement <i>et al.</i> (1975 d'après NIOSH, 1976))	2,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
Bruchman et Rubino (1975 d'après NIOSH, 1976)	50 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
NRC, 1984 (Cook et Marklund, 1982 ; Davis <i>et al.</i> , 1978 ; Dement <i>et al.</i> , 1982 ; Lynch <i>et al.</i> , 1970 ; Rohl <i>et al.</i> , 1976 ; Walton, 1982)	30 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹ (1 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 2 f.mL ⁻¹ mesurées en META)
Directive 87/217/CEE	50 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
Usine d'amiante ciment (amiante versus amiante ciment, puis fabrication de tuyaux versus fabrication d'autres matériaux, puis procédés humides versus procédés à sec) (Dodik-Fikfak, 2007)	1,1 x 10 ³ (moyenne) $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
Bauer <i>et al.</i> (1997 d'après Dodic-Fikfak, 2007)	20 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
Travaux ferroviaires (Kopczyk-Myszlon (1984 d'après Dodic-Fikfak, 2007))	1,7 à 3,3 x 10 ³ $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹
émissions de 3 sites industriels (fabrication de matériaux en amiante ciment/chrysotile ; fabrication de tuyaux en amiante ciment/chrysotile et crocidolite ; mine de chrysotile) (Puledda et Marconi, 1991)	200 à 2,5 x 10 ³ $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour 1 f.mL ⁻¹

Les valeurs des facteurs de conversion présentent une large variabilité (0,03 à 3300 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour 1 f.mL⁻¹) largement soulignée dans les différentes études ou rapports publiés sur le sujet. L'intervalle des valeurs s'explique par la variabilité liée au type d'amiante, à la distribution granulométrique des fibres d'amiante, au process industriel, au type de matériau d'amiante mais aussi au protocole de prélèvement et d'analyse. Ces paramètres expliquent les limites avancées par les auteurs à l'utilisation d'un facteur de conversion générique applicable de manière générale. Les agences sanitaires (US EPA, OEHHA, ATSDR, NIOSH, NRC) et la directive européenne 87/217/CEE proposent un facteur de conversion par défaut permettant d'estimer approximativement une concentration numérique en fibres d'amiante à partir d'une concentration massique d'amiante, de l'ordre de 30 à 50 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour 1 f.mL⁻¹.

5 Discussion sur les dimensions des fibres d'amiante à retenir

5.1 Rappel des paramètres dimensionnels considérés dans les expertises de l'Anses

Lors des précédentes expertises de l'Anses, les paramètres dimensionnels retenus et les valeurs réglementaires actuelles sont présentés dans l'encadré suivant.

fibres courtes d'amiante (FCA) : $0,5 \mu\text{m} < L < 5 \mu\text{m}$, $d < 3 \mu\text{m}$ et $L/d \geq 3$

fibres fines d'amiante (FFA) : $L \geq 5 \mu\text{m}$, $d < 0,2 \mu\text{m}$ et $L/d \geq 3$

fibres mesurées en hygiène du travail (FRp, correspondant aux fibres OMS) :

- Valeur limite d'exposition professionnelle sur 1 heure : $0,1 \text{ f/cm}^3$ (100 f.L^{-1})
- Technique de mesure : microscopie optique en contraste de phase (MOCP)
- Dimensions mesurées : $L \geq 5 \mu\text{m}$, $0,2 \mu\text{m} < D < 3 \mu\text{m}$ et $L/D \geq 3$

Pour information, l'environnement professionnel actuel concerne, outre les chantiers de désamiantage, des activités au contact avec des matériaux ou produits contenant de l'amiante (MPCA) susceptibles d'exposer le travailleur aux fibres d'amiante tant dans l'environnement extérieur (exemple : travaux sur de l'asphalte amianté, transfert de matériaux amiantés...) que dans l'environnement intérieur.

fibres mesurées en environnement général (FRg, correspondant aux fibres OMS + FFA) :

- Valeur réglementaire : 5 f.L^{-1}
- Technique de mesure : microscopie électronique à transmission analytique (META)
- Dimensions mesurées : $L \geq 5 \mu\text{m}$, $0,01 \mu\text{m} < d < 3 \mu\text{m}$ et $L/d \geq 3$

Pour information, l'environnement général intérieur concerne les bâtiments résidentiels ou non résidentiels mais également les environnements professionnels définis par une exposition « passive » des travailleurs tels que les bureaux, commerces, locaux industriels dont, par exemple, une partie du bâtiment contient des MPCA toujours en place... Ces situations ne concernent pas les expositions « actives » aux postes de travail.

5.2 Principales conclusions sur les fibres courtes et les fibres fines d'amiante

Ce chapitre rappelle les principales conclusions inhérentes à l'expertise publiée en 2009 sur l'intérêt de considérer les fibres courtes et les fibres fines d'amiante (Afsset, 2009a).

Pour les FCA

Malgré les nombreuses limites d'interprétation soulignées dans le rapport (Afsset, 2009a), la toxicité directe ou indirecte (saturation des systèmes d'épuration augmentant de fait la toxicité des fibres longues) des FCA reste difficilement appréciable mais ne peut pas être exclue d'après les études épidémiologiques ou expérimentales. Dans l'hypothèse d'un potentiel cancérigène des FCA, il serait certainement inférieur à celui des fibres longues mais aucune pondération n'est définissable à l'heure actuelle. En l'état actuel des connaissances, l'élaboration d'une relation dose-effet en vue d'apprécier la toxicité des FCA n'a pas été réalisée sur le plan expérimental. Au vu de l'expertise réalisée concernant les FCA et compte tenu des nombreuses inconnues, l'intérêt de mesurer cette classe granulométrique dans le cadre d'une réglementation est questionnable et nécessite l'acquisition de données complémentaires. Cependant, il faut souligner le fait que la dangerosité des FCA n'est pas exclue et que cette classe granulométrique est présente systématiquement et dans des proportions importantes lors des mesures métrologiques. De plus, la quantification et l'identification des FCA peuvent contribuer au diagnostic de pollution d'un environnement à partir d'une source potentielle. Ces arguments sont en faveur d'une prise en compte dès à présent des FCA pour l'environnement général et professionnel. Pour l'environnement général, les FCA pourraient être utilisées dans la réglementation comme indicateur pour témoigner de la dégradation des MPCA. Pour l'environnement professionnel, la prise en compte des FCA dans les études épidémiologiques pourrait permettre d'améliorer les connaissances sur les relations dose-effet et de réduire éventuellement les imprécisions des modèles incluant uniquement les fibres de longueur supérieure à 5 µm mesurées en MOCP (Afsset, 2009a).

Pour les FFA

Les résultats épidémiologiques et expérimentaux convergent pour indiquer l'existence d'un potentiel cancérigène des FFA. Les analyses statistiques ont associé la plus forte probabilité de tumeurs à des classes représentatives des FFA. En l'état actuel des connaissances, l'élaboration d'une relation dose-effet en vue d'apprécier la toxicité des FFA ou d'une pondération imputable à la toxicité des FFA par rapport à celles des fibres dites « OMS » n'a pas été réalisée sur le plan expérimental ou validée sur le plan épidémiologique (Afsset, 2009a). Les résultats de l'expertise confirment l'intérêt de mesurer les FFA dans le cadre de la réglementation en environnement général et s'accordent sur la nécessité de recommander la prise en compte de cette classe granulométrique dans la réglementation en milieu professionnel.

5.3 Contexte de la demande de l'Andra

Afin de répondre à un cadre réglementaire, l'Andra doit conduire dans un calendrier proche une évaluation de l'impact potentiel de l'amiante contenu dans le stockage de toxiques physiques et chimiques associés aux déchets radioactifs.

Toutes les évaluations actuelles reposent sur les données et hypothèses suivantes :

- 1) les seules fibres considérées sont les fibres de longueur (L) ≥ 5 µm, de diamètre (D) < 3 µm et de rapport L/D > 3 ;
- 2) l'évaluation de l'US EPA (1986), de l'OEHHA (2009) et de l'Inserm (1997) considèrent que les fibres ayant les dimensions décrites au point 1), quel que soit le type d'amiante, ont un

potentiel toxique identique. L'évaluation de l'Inserm (1997) relative au mésothéliome distingue les amphiboles du chrysotile avec des excès de risque différents ;

- 3) les évaluations se basent sur les études épidémiologiques ;
- 4) Le modèle utilisé pour décrire le risque de mortalité par cancer du poumon attribuable aux expositions à l'amiante est un modèle linéaire⁴ sans seuil de dose en fonction de l'exposition cumulée ;
- 5) Le modèle utilisé pour décrire le risque de mortalité par mésothéliome attribuable aux expositions à l'amiante est un modèle linéaire en fonction du niveau d'exposition et cubique en fonction du temps tenant compte d'un décalage temporel de 10 ans.

Les caractéristiques dimensionnelles des fibres d'amiante retenues dans les évaluations excluent les FCA ; la principale justification se basant sur l'étude de Pott (1978) qui met en évidence que les fibres de moins de 5 µm de longueur et de plus de 2 µm de diamètre donnent une faible réponse en termes de cancérogénicité, tandis que celles de plus de 10 µm de longueur et plus fines que 0,5 µm donnent la plus grande réponse.

L'utilisation des études épidémiologiques implique quant à elle la non prise en compte des FFA en tant que telles. En effet, il s'agit d'études de cohortes menées auprès de populations de travailleurs de différents secteurs d'activités exposant à l'amiante (fabrication de textile, produits de friction, isolation, ciment, ...). Les études se déroulant en milieu de travail, les mesures d'exposition ont été réalisées avec la MOCP, les prélèvements étant effectués sur filtre ou impacteur⁵ pour les cohortes les plus anciennes. Les FFA n'ont donc pas été mesurées. La MOCP reste une mesure indirecte et partielle du risque associé à toute la distribution granulométrique des fibres d'amiante. En effet, la MOCP, en raison de ces limites techniques, ne mesure qu'une partie de la distribution et reste donc peu sensible aux variations des paramètres granulométriques dans les différentes études ; ceci engendrant des incertitudes statistiques importantes et des imprécisions au niveau de l'analyse.

Ces mesures d'exposition disponibles uniquement en MOCP font également apparaître que les évaluations de l'exposition sont difficilement transposables à des expositions mesurées par META. Bien que des facteurs de conversion soient souvent proposés, ils sont entourés d'une grande incertitude.

L'US-EPA précise que l'excès de risque unitaire ne doit pas être appliqué aux mesures réalisées avec d'autres techniques analytiques (US EPA, 1986).

Ainsi, en l'état actuel des connaissances, les données sanitaires consolidées et validées au niveau de la communauté scientifique concernent les fibres d'amiante > 5 µm mesurées en MOCP. Afin de conduire son évaluation réglementaire, il paraît plus approprié de s'appuyer sur cet indicateur disposant de valeurs de référence sanitaire dans l'attente d'acquisition de données plus étayées sur les FCA et les FFA, notamment sur les relations doses-réponses. Par ailleurs, bien

⁴ A l'exception du modèle non linéaire proposé par Hodgson and Darnton en 2000 pour le mésothéliome et le cancer broncho-pulmonaire (CBP)

⁵ la méthode de l'impinger (impacteur) a été utilisée pour l'évaluation de l'exposition à la silice cristalline et, durant les premières années où des mesures d'expositions professionnelles à l'amiante ont été introduites. Il s'agissait de compter des « particules » (et non des fibres), c'est pourquoi le résultat s'exprimait en « mppcf » (*million of particles per cubic foot*). Quelques études ont tenté d'établir une corrélation entre les mesures en mppcf et celle en f/ml (MOCP), mais n'ont pu établir un facteur « homogène », car elle varie d'un type d'industrie à l'autre dans de larges proportions (jusqu'à 6 fois).

qu'associées à de nombreuses limites et incertitudes, les données de la littérature ne proposent que des facteurs de conversion extrapolant des mesures massiques (en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) à des mesures en fibres d'amiante $> 5 \mu\text{m}$ comptabilisées par la MOCP.

6 Conclusion

Afin de répondre à un cadre réglementaire, l'Andra doit conduire dans un calendrier proche une évaluation de l'impact potentiel de l'amiante contenu dans le stockage de toxiques physiques et chimiques associés aux déchets radioactifs. Cette évaluation *a priori* s'appuie sur des hypothèses fortes concernant, entre autres, les quantités d'amiante présentes, les conditions de stockage sur le site et les scénarios relatifs aux quantités d'amiante remises en suspension après une mobilisation des sols accueillant les déchets. Cette évaluation simplifiée et réalisée dans un cadre réglementaire correspond donc à un exercice théorique entaché d'incertitudes fortes.

L'Andra a sollicité une expertise de l'Anses en vue de d'analyser les VTR/VLEP à considérer dans les différents scénarios et de proposer éventuellement des facteurs de conversion des concentrations de mg/m^3 en fibre/m^3 .

En l'état actuel des connaissances, les données sanitaires consolidées et validées au niveau de la communauté scientifique concernent les fibres d'amiante $> 5 \mu\text{m}$ mesurées en MOCP. Afin de conduire son évaluation réglementaire, il paraît plus approprié de s'appuyer sur cet indicateur disposant de valeurs de référence sanitaire dans l'attente d'acquisition de données plus étayées sur les FCA et les FFA, notamment sur les relations doses-réponses. Par ailleurs, bien qu'associées à de nombreuses limites et incertitudes, les données de la littérature ne proposent que des facteurs de conversion extrapolant des mesures massiques (en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) à des mesures en fibres d'amiante $> 5 \mu\text{m}$ comptabilisées par la MOCP.

Concernant les valeurs de référence sanitaire, l'Anses propose de s'appuyer sur le modèle d'excès de risque de l'Inserm (1997) conformément aux expertises récentes de l'agence sur le sujet :

- Pour la population professionnelle, il serait souhaitable de s'appuyer sur l'expertise réalisée par l'Anses en retenant les scénarios présentés par le CES VLEP. Les calculs réalisés conduisent à un excès de risque unitaire (ERU) de $3,3 \times 10^{-2} (\text{f}\cdot\text{m}\cdot\text{ml}^{-1})^{-1}$, valeur à retenir pour des scénarios d'exposition répétée et cumulée pour les travailleurs.
- Pour la population générale, l'Anses propose de considérer une exposition continue au chrysotile de l'âge de 5 ans à 65 ans 40h/semaine et 48 semaines /an et aboutissant à une VTR de $1,25 \times 10^{-2} (\text{f}\cdot\text{m}\cdot\text{ml}^{-1})^{-1}$.

Concernant le facteur de conversion, les valeurs présentent une large variabilité (0,03 à $3300 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour $1 \text{ f}\cdot\text{mL}^{-1}$). L'intervalle des valeurs s'explique par la variabilité liée au type d'amiante, à la distribution granulométrique des fibres d'amiante, au process industriel, au type de matériau d'amiante mais aussi au protocole de prélèvement et d'analyse. Ces paramètres expliquent les limites avancées par les auteurs à l'utilisation d'un facteur de conversion générique applicable de manière générale. Les agences sanitaires (US EPA, OEHHA, ATSDR, NIOSH, NRC) et la directive européenne 87/217/CEE proposent un facteur de conversion par défaut permettant d'estimer approximativement une concentration numérique en fibres d'amiante à partir d'une concentration massique d'amiante, de l'ordre de 30 à $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour $1 \text{ f}\cdot\text{mL}^{-1}$.

Ainsi, dans ce contexte réglementaire spécifique d'évaluation *a priori* de l'impact potentiel de l'amiante contenu dans le stockage de toxiques physiques et chimiques associés aux déchets radioactifs, les incertitudes et limites associées aux valeurs de référence sanitaire proposées et notamment au facteur de conversion recommandé restent du même ordre que celles inhérentes aux scénarios d'exposition envisagés par l'Andra. Ces hypothèses ne seraient pas forcément pertinentes pour une expertise scientifique d'évaluation quantitative des risques sanitaires.

L'Anses recommande de réaliser une veille attentive scientifique et réglementaire afin de faire évoluer éventuellement dans les prochaines années ces études d'impact de l'amiante contenu

dans le stockage de toxiques physiques et chimiques associés aux déchets radioactifs. En effet, les valeurs de référence sanitaire pourront être revues à la lumière de données plus étayées sur les FCA et les FFA, notamment sur les relations doses-réponses. Par ailleurs, à la suite des avis de l'agence des 9 février et 8 août 2009 relatifs d'une part à la toxicité des fibres courtes et des fibres fines d'amiante (FCA-FFA), et d'autre part à la VLEP de l'amiante, une campagne expérimentale de prélèvements et de mesures des fibres d'amiante par META en milieu professionnel a été menée, à l'initiative du ministère chargé du travail, du 15 novembre 2009 au 15 octobre 2010. Après avoir analysé les résultats, le Gouvernement entend, dans un souci de protection des travailleurs, modifier la réglementation au 1er semestre 2012 pour tenir compte de l'évolution de l'avancée des connaissances scientifiques et techniques permises par cette campagne.

Les principales mesures de cette réforme interviendront en plusieurs étapes afin de garantir leur effectivité et viseront :

- l'abaissement de la VLEP actuellement de 100 fibres par litre à 10 fibres par litre à une échéance de 3 ans ;
- le contrôle de l'empoussièrement en milieu professionnel selon la méthode META. La France sera ainsi le premier pays au monde à rendre obligatoire, en milieu professionnel, cette technique de mesure qui permet de réellement prendre en compte toutes les catégories de fibres ;
- la suppression, dans le code du travail, de la dualité de notions friable/non friable.

Ces évolutions pourront avoir des répercussions sur la méthode d'étude de l'impact sanitaire de l'amiante.

Enfin, il serait pertinent d'affiner le facteur de conversion, notamment pour la situation spécifique liée aux déchets. Après un premier contact avec l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe), aucune étude expérimentale ou de modélisation n'a été réalisée en France afin d'estimer les concentrations d'amiante remis en suspension après remobilisation de déchets en contenant. Selon Evalutil et Colchic, seules quelques mesures de concentrations d'amiante ont été réalisées lors d'opérations d'élimination de matériaux en contenant. Les données de la littérature restent également parcellaires à ce sujet. Quelques publications concernent les relations entre la teneur en amiante dans une matrice (les sols pollués par exemple), et le risque d'exposition aux fibres. Les niveaux d'exposition liés à la mobilisation et la remise en suspension des fibres dépendent évidemment du conditionnement, de leur proportion, la nature et l'état physique de l'amiante mais aussi de la quantité de poussières totales mises en suspension dans l'air à partir du matériau. Boulmier *et al.* (2001) évoque notamment une étude de l'IOM de 1998 ayant consisté à produire des nuages de poussières en chambres d'empoussièrement, à partir de préparations artificielles d'amiante dans des argiles, des sables et des mélanges de sables et d'argiles. Trois variétés d'amiante ont été testées, en concentrations de 0,001% ; 0,01% ; 0,1% et 1%. Les mesures ont porté principalement sur la concentration en fibres et sur les concentrations en poussières totales et respirables. Les résultats présentent des concentrations en fibres dépendant principalement de la teneur en amiante dans le matériau puis de la nature des fibres et du type de sol reconstitué (désavantage pour les sols sableux et les amphiboles). Même si le protocole expérimental ne concerne pas explicitement la problématique de l'Andra, les résultats pourraient s'avérer utiles afin d'affiner les scénarios retenus dans l'étude d'impact.

7 Bibliographie

7.1 Publications

Afsset (2009a). Prise en compte du critère dimensionnel pour la caractérisation des risques sanitaires liés à l'inhalation d'amiante : Réévaluation des données toxicologiques, métrologiques et épidémiologiques dans l'optique d'une évaluation des risques sanitaires en population générale et professionnelle. 379 p.

Afsset (2009b). Expertise en vue de la fixation de valeurs limites d'exposition à des agents chimiques en milieu professionnel. Evaluation des effets sur la santé et des méthodes de mesure des niveaux d'exposition sur le lieu de travail pour les fibres d'amiante. 89 p.

Bignon J, Dufour G, Billon-Galland M-A *et al.* (1990). Is there a health hazard for building occupants of airborne mineral fibers exposure? *Aerobiologia.*; 6(1): 4-7.

Boulmier. JL. Rocher P. Blanchard O. (2001). L'amiante dans le milieu naturel et dans les industries extractives : spécificités du risque d'exposition aux fibres et cadre réglementaire. *Mines et carrières – industrie minérale.* 38-47.

Dodic-Fikfak M. (2007). An experiment to develop conversion factors to standardise measurements of airborne asbestos. *Arh Hig Rada Toksikol.*; 58(2):179-85.

Finkelstein M.M. (1983). Mortality among long-term employees of an Ontario asbestos-cement factory. *Br J Ind Med.*; 40(2):138-44.

Gustavsson P, Nyberg F, Pershagen G, *et al.* (2002). Low-dose exposure to asbestos and lung cancer: dose-response relations and interaction with smoking in a population-based case-referent study in Stockholm, Sweden. *Am J Epidemiol.* 155(11):1016-22.

Hodgson J.T., Darnton A. (2000). The quantitative risks of mesothelioma and lung cancer in relation to asbestos exposure. *Ann Occup Hyg.*; 44(8):565-601.

Hughes JM, Weill H, Hammad YY. (1987). Mortality of workers employed in two asbestos cement manufacturing plants. *Br J Ind Med.* 44(3):161-74.

Inserm. 1997. Effets sur la santé des principaux types d'exposition à l'amiante, Expertise collective. Les éditions Inserm. 434 p.

IRIS (2011). Asbestos. Integrated Risk Information System, U.S. Environmental Protection Agency. [Http://www.epa.gov/iris/subst/0371.htm](http://www.epa.gov/iris/subst/0371.htm). Consulté en aout 2011

Iwatsubo Y, Pairon JC, Boutin C, *et al.* (1998). Pleural mesothelioma: dose-response relation at low levels of asbestos exposure in a French population-based case-control study. *Am J Epidemiol.* 148(2):133-42.

McDonald A.D., Fry J.S. Wooley A.J., *et al.* (1984) Dust Exposure and Mortality in an American Chrysotile Friction Products Plant. *Br J Ind Med.*; 41 : 151-157.

McDonald G, McDonald A (1979). Age and latency in mesothelioma. *Lancet.*;2(8151):1074.

Meguellati-Hakkas D, Cyr D, Stücker I, *et al.* (2006). Lung cancer mortality and occupational exposure to asbestos among telephone linemen: a historical cohort study in France. *J Occup Environ Med.* 48(11):1166-72.

- NIOSH (1976). Revised Recommended Asbestos Standard. NIOSH Publication No. 77-169. 101 p.
- NRC (1984). Asbestiform Fibers: Nonoccupational Health Risks. Committee on Nonoccupational Health Risks of Asbestiform Fibers, Board on Toxicology and Environmental Health Hazards, National Research Council. 334 p.
- OEHHA (2009). Adoption of the revised air toxics hot spots program technical support document for cancer potency factors: Appendix B (Chemical-specific summaries of the information used to derive unit risk and cancer potency values) et appendix F (An asbestos quantity conversion factor for calculating asbestos concentrations expressed as 100 fibers/m³ from asbestos concentrations expressed as µg/m³). http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html. Consulté en aout 2011.
- OMS (2000). Air Quality Guidelines for Europe. Second edition. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. 288 p.
- Peto J. (1980). Lung cancer mortality in relation to measured dust levels in an asbestos textile factory. *IARC Sci Publ.*; (30):829-36.
- Pohlabeln H, Wild P, Schill W, *et al.* (2002). Asbestos fibreyears and lung cancer: a two phase case-control study with expert exposure assessment. *Occup Environ Med.* 59(6):410-4.
- Pott F. (1978). Some aspects on the dosimetry of the carcinogen potency of asbestos and other fibrous dusts. *Staub, Reinhaltung der Luft*, 38: 486- 490.
- Puleda S, Marconi A. (1991). Study of the count-to-mass conversion factor for asbestos fibres in samples collected at the emissions of three industrial plants. *Ann Occup Hyg.*; 35(5):517-24.
- US EPA (1986). Airborne asbestos health assessment update. EPA/600/8-84/003F. 215 p.
- Valic F. (2002). The asbestos dilemma: 1 Assessment of risk. *Arh Hig Rada Toksikol.* 53(2): 153-167.

7.2 Normes

NF X 50-110 (mai 2003) Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise. AFNOR (indice de classement X 50-110).

7.3 Législation et réglementation

Directive 87/217/CEE du Conseil du 19 mars 1987 concernant la prévention et la réduction de la pollution de l'environnement par l'amiante *Journal officiel* n°L 085 du 28/03/1987 p. 0040 – 0045.

ANNEXES

Annexe 1 : Lettre de saisine



La directrice générale

Tél. 01 46 11 80 00

Affaire suivie par Yannick SEGURA

N/réf : DG/DIR/11-0134

Objet : Expertise amiante

Monsieur le Directeur général,

Dans le cadre de l'analyse de sûreté des centres de stockage de déchets radioactifs qu'elle exploite, l'Andra est amenée à évaluer l'acceptabilité des toxiques physiques et chimiques associés aux déchets radioactifs stockés. Cette acceptabilité est évaluée sur la base de l'impact associé à ces toxiques. Par cohérence avec le traitement de l'impact des éléments radioactifs, cet impact est calculé y compris pour des scénarios conventionnels pénalisants de long terme : perte de la mémoire du site et intrusion humaine involontaire (chantier routier, résidence, jeux d'enfants).

Dans le cas de l'amiante, l'Andra a ainsi besoin d'évaluer l'impact potentiel de l'amiante contenu dans le stockage (de l'ordre de quelques dizaines de tonnes, pour un stockage de 650 000 m³) dans l'un ou l'autre de ces scénarios. Pour ce faire, il est nécessaire d'établir un modèle raisonnablement pessimiste de la dispersion de cet amiante et de ses conséquences sanitaires.

La donnée d'entrée est une concentration massique d'amiante dans l'air, exprimée en mg/m³. Cette donnée provient des hypothèses de remise en suspension utilisées par l'Andra dans les différents scénarios évalués.

Afin de consolider l'évaluation de l'impact de l'amiante à partir de cette donnée d'entrée, l'Andra souhaite une expertise de l'ANSES sur les 2 points suivants.

1. conversion des concentrations de mg/m³ en fibre/m³ :

A ce stade, l'Andra a réalisé des calculs sur la base de valeurs de tailles de fibres suivantes :

- cas nominal : longueur 6 µm, diamètre 2 µm, rapport longueur/diamètre = 3,
- variante n°1 : longueur 6 µm, diamètre 0,4 µm, rapport longueur/diamètre = 15,
- variante n°2 : longueur 1000 µm, diamètre 2 mm, rapport longueur/diamètre = 500.

Ces cas de calcul ne prennent pas en compte la distribution réelle des tailles de fibres, et paraissent en conséquence très pénalisants.

COURRIER ARRIVE

- 1 JUIN 2011

DIRECTION GENERALE

Châtenay-Malabry, le 30 MAI 2011

Monsieur Marc Mortureux

Directeur général de l'Agence Nationale de Santé, de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail (ANSES)

27-31 avenue du Général Leclerc

94701 MAISONS-ALFORT

Aussi nous souhaitons savoir s'il est possible, au moyen d'une description plus réaliste de la distribution des tailles de fibre, de produire des critères de conversion des concentrations de mg/m^3 en fibre/ m^3 qui soient plus proches de la réalité, tout en restant majorants.

2. Analyse des VTR/VLEP à considérer dans les différents scénarios :

A ce stade, l'Andra a retenu une VTR de 0,22 (fibres/mL) pour les scénarios résidence et jeux d'enfants, et une VLEP de 0,1 fibre/ m^3 pour le scénario de chantier routier. Nous souhaitons une analyse de ces valeurs, notamment en fonction d'éventuelles considérations sur la taille des fibres prises en compte, ainsi que des orientations le cas échéant sur des valeurs pertinentes à retenir pour l'étude d'impact sanitaire selon les scénarios et en particulier la population considérée (générale vs travailleurs).

Je vous saurais gré de bien vouloir me faire parvenir un rapport d'expertise pour la fin de l'année 2011.

Mes services se tiennent à votre disposition pour vous fournir toute précision utile pour vous permettre de réaliser votre expertise.

Je vous prie d'agréer, Monsieur le Directeur général, l'expression de mes salutations distinguées.



Marie-Claude Dupuis

Annexe 2 : Liens mentionnés dans les déclarations publiques d'intérêts des experts

Cette partie présente les liens déclarés par les experts dans le cadre de leur déclaration publique d'intérêt et précise d'une part comment ces liens ont été analysés par rapport au domaine sur lequel porte la saisine et d'autre part la manière dont ils ont été gérés, eu égard à un risque potentiel de conflit d'intérêts.

Les déclarations publiques d'intérêts sont mises à jour par les experts à chaque changement de situation. Au cours des expertises, les liens d'intérêts sont réexaminés au vu de l'ordre du jour au début de chaque réunion.

RAPPEL DES RUBRIQUES DE LA DECLARATION PUBLIQUE D'INTERETS

IF	Intérêts financiers dans le capital d'une entreprise
IP-A	Interventions ponctuelles : autres
IP-AC	Interventions ponctuelles : activités de conseil
IP-CC	Interventions ponctuelles : conférences, colloques, actions de formation
IP-RE	Interventions ponctuelles : rapports d'expertise
IP-SC	Interventions ponctuelles : travaux scientifiques, essais, etc.
LD	Liens durables ou permanents
PF	Participation financière dans le capital d'une entreprise
SR	Autres liens sans rémunération (relatifs à un parent)
SR-A	Autres liens sans rémunération)
VB	Activités donnant lieu à un versement au budget d'un organisme

RAPPORTEURS

NOM	Prénom <i>Rubrique de la DPI</i> Description de l'intérêt <i>en cas de lien déclaré</i>	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses		
BILLON-GALLAND	Marie-Annick IP-AC AFNOR : Expert amiante et fibres (depuis 1996) (Aucune rémunération) COFRAC : évaluateur technique (depuis 1997) (Rémunération personnelle)	18 mars 2011

AFSSET : expert du groupe de travail sur les fibres courtes/fines d'amiante (2006-2008) (Rémunération personnelle)

Ministère de la santé : expert du groupe de travail national sur l'amiante (2008-2012) (Aucune rémunération)

ANSES ; expert du groupe de travail sur le talc trémolitique (2010-2011) (Rémunération personnelle)

IP-CC

INRS : Métrologie amiante (depuis 2006) (Rémunération personnelle)

VB

Étude du bruit de fond de la pollution par l'amiante dans l'environnement extérieur à Paris (2011-2012) pour l'Anses donnant lieu à versement au LEPI (Département de Paris) où l'expert est chef de service

Analyse Anses : Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine.

PARIS Christophe

3 mars 2011

LD

ORST Lorraine (Observatoire régional de la santé au travail) : Membre (depuis 2007) (Aucune rémunération)

ARACT (Association Régionale de l'Amélioration des Conditions de Travail) : Membre (depuis 2007) (Aucune rémunération)

SFMT (Société française de médecine du travail) : Membre (depuis 2004) (Aucune rémunération)

Institut de Médecine du Travail Lorraine : Participation FMC (2003) (Aucune rémunération)

HCSP (Haut conseil de la santé publique) : Membre (2009-2011) (Aucune rémunération)

IP-SC

Revue médicales « Archives des maladies professionnelles et environnementales » et « Revue du praticien » : Rédaction de critiques d'articles scientifiques ou synthèses (depuis 2005)

IMT Nord : Conseil en analyse d'une étude effectuée en milieu industriel donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (2007-2009)

IP-RE

INSERM : "Cancer et environnement", expertise collective donnant lieu à versement à l'organisme

d'appartenance (2006-2008)

IP-AC

HAS : Groupe de cotation (2007) (Aucune rémunération)

PACKAGING (filiale d'Arcelor-Mittal) : Étude sur les risques psycho-sociaux donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (2009-2010)

IP-CC

SPLF (Société de pneumologie en langue française) : Cancers et Travail (oct. 2007) (Aucune rémunération)

Institut de médecine du travail Lorraine : FMC (formation médicale continue) (2003) (Aucune rémunération)

SPLF : Congrès de Pneumologie (2011) (Aucune rémunération)

VB

CHU Nancy/INRS : Enquête cas témoins donnant lieu à versement au CHU de Nancy (2011)

INSERM : Expertise collective (2010)

CNAM-TS : Rapport « Amiante » donnant lieu à versement à l'INSERM (1% du budget) (2012)

DGS : Rapport « Cancer bronchique » donnant lieu à versement au CHU de Nancy (1% du budget) (2006)

InCA : Rapport « Cancer bronchique » donnant lieu à versement à l'INSERM (1% du budget) (2012)

CRAM : Projet CERCAN (cancérogènes professionnels) donnant lieu à versement à la faculté de Nancy (1% du budget) (2010)

Analyse Anses Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine.

BROCHARD Patrick

17 février 2011

LD

AIRAQ : Membre du Conseil d'administration depuis 2009 (Pas de rémunération)

Analyse Anses : Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine.

Annexe 3 : Revue des VLEP actuelles pour les fibres d'amiante de longueur supérieure ou égale à 5 µm

VLEP existantes

Il est à remarquer que les valeurs limites d'exposition professionnelle aux fibres d'amiante actuelles s'appliquent pour la mesure des fibres d'amiante de longueur supérieure à 5 µm, de diamètre inférieur à 3 µm (et supérieur à 0,2 µm en raison de la limite de résolution de la microscopie optique), et de rapport longueur sur diamètre supérieur à 3 (fibres OMS). A titre informatif, les valeurs limites, recensées dans la base Gestis, sont indiquées dans un tableau figurant en Annexe 4.

VLEP européennes

La directive du Conseil 83/477/EEC, modifiée par les directives 91/382/EEC, 98/24/EEC et Directive 2003/18/CE du Parlement européen et du Conseil du 27 mars 2003 modifiant la directive 83/477/CEE du Conseil concernant la protection des travailleurs contre les risques liés à l'exposition à l'amiante pendant le travail, fixe une valeur limite unique pour toutes les formes d'amiante à 0,1 fibre/ml, en valeur moyenne sur 8 heures.

Nature de la valeur limite : contraignante

VLEP-8h : 0,1 fibre/ml

Valeurs limites françaises

Décret n°2006-761 du 30 juin 2006 relatif à la protection des travailleurs contre les risques liés à l'inhalation de poussières d'amiante et modifiant le code du travail (deuxième partie : Décrets en Conseil d'Etat)

Nature de la valeur limite : contraignante

VLEP-1h : 0,1 fibre/ml

VLEP américaines

ACGIH TLV-TWA (2000) : 0,1 fibre/ml

NIOSH (REL sur 100 minutes pour un prélèvement de 400 litres ; 2001) : 0,1 fibre/ml

OSHA (PEL sur 8 heures ; 2001) : 0,1 fibre/ml (fibre > 5 µm). L'OSHA (2001) prévoit une VLCT (30 minutes) de 1,0 fibre/ml (applicables dans les secteurs de la construction et de la construction navale).

L'agence pour la sécurité et la santé minière (Mine Safety and Health Administration, MSHA) a fixé des valeurs limites réglementaires (Federal Register, 2008) de 0,1 f/ml (pour une période de référence de 8 heures) et 1 f/ml (pour une période de référence de 30 minutes).

(d'après base Gestis http://www.dguv.de/bgia/en/gestis/limit_values/index.jsp, consulté le 25 novembre 2008)

Pays	VLEP long terme (f/cm3)	VLEP court terme (f/cm3)	Commentaires
Autriche	0,25	1	Valeur TRK (basée sur une faisabilité technique)
Canada – Québec	1 (actinolite, anthophyllite, chrysotile, trémolite)	5 (actinolite, anthophyllite, chrysotile, trémolite)	
	0,2 (amosite, crocidolite)	1 (amosite, crocidolite)	
Danemark	0,1	0,2	
Union Européenne	0,1		Directive 2003/18/CE du parlement européen et du conseil du 27 mars 2003 modifiant la directive 83/477/CEE du Conseil concernant la protection des travailleurs contre les risques liés à l'exposition à l'amiante pendant le travail
Allemagne (AGS)	0,01		VLEP contraignante
	0,015		Valeur de référence / mesure individuelle associée à la VLEP
Hongrie	0,1		
Italie	0,1		
Japon	2		A l'exception de l'amosite et du crocidolite
Espagne	0,1		
Suède	0,1		
Suisse	0,01		
Pays Bas	0,01		
USA (OSHA)	0,1	1 (30 minutes)	Pour information, ACGIH TLV-TWA (2000), NIOSH (REL sur 100 minutes pour un prélèvement de 400 litres ; 2001) : 0,1 fibre/ml
Royaume Uni	0,1	0,6 (10 minutes)	Toutes les formes fibreuses. Valeur limite de 0,1 f/cm3 pour une période de 4 heures (méthode de comptage MOCP OMS, 1997). Un « approved code of practice » (L143, ISBN 0717662063) requiert une action quand la valeur court terme excède 0,6 f/cm3 (période de 10 min). La réglementation et les guides pratiques sont synthétisés sur http://www.hse.gov.uk/asbestos/regulations.htm

Notes
