

CENTRE D'ETUDE SUR L'EVALUATION  
DE LA PROTECTION DANS LE DOMAINE NUCLEAIRE



**RAPPORT N° 272**

**ANALYSE DES MODALITES DE FIXATION DES  
VALEURS LIMITES D'EXPOSITION ET D'EMISSION  
POUR LES SUBSTANCES CHIMIQUES ET  
RADIOACTIVES**

---

*C. SCHIEBER, T. SCHNEIDER*

**Août 2002**

**Contrat IPSN N°4000 9A525280**

SIEGE SOCIAL ET ADMINISTRATIF :

ROUTE DU PANORAMA BP 48 F-92263 FONTENAY AUX ROSES CEDEX  
TEL : +33 1 46 54 74 67 FAX : +33 1 40 84 90 34  
E-MAIL : sec@cepn.asso.fr WEB : <http://www.cepn.asso.fr/>

ASSOCIATION DECLAREE CONFORMEMENT A LA LOI DU 1 JUILLET 1901 SIRET : 310 071 477 00031 N° DE TVA : FR60310071477



## SOMMAIRE

<b>RESUME</b>		<b>VII</b>
<b>1.</b>	<b>INTRODUCTION</b>	<b>1</b>
<b>2.</b>	<b>FIXATION DES VALEURS LIMITES D'EXPOSITION POUR LA QUALITÉ DE L'EAU</b>	<b>3</b>
<b>2.1.</b>	<b>Calcul des valeurs guides pour la qualité de l'eau</b>	<b>3</b>
2.1.1.	Démarche adoptée par l'OMS	3
2.1.2.	Démarche adoptée par l'US-EPA	10
2.1.3.	Démarche adoptée par l'OEHHA (Californie)	13
2.1.4.	Synthèse des démarches adoptées pour le calcul des valeurs guides dans l'eau	20
<b>2.2.</b>	<b>Fixation des valeurs limites d'exposition pour la qualité de l'eau</b>	<b>25</b>
2.2.1.	Les valeurs limites fixées par l'US-EPA	25
2.2.2.	Les valeurs limites fixées par le Département des Services Sanitaires de Californie	26
2.2.3.	Les valeurs limites fixées par le Conseil de l'Union Européenne	28
2.2.4.	Synthèse des valeurs limites d'exposition adoptées pour la qualité de l'eau de boisson	29
<b>3.</b>	<b>DETERMINATION DES VALEURS LIMITES D'EXPOSITION POUR LA QUALITE DE L'AIR</b>	<b>31</b>
<b>3.1.</b>	<b>Les valeurs guides pour la qualité de l'air fixées par l'OMS</b>	<b>31</b>
3.1.1.	Démarche générique	31
3.1.2.	Exemples de valeurs guides (benzène, cadmium, nickel)	32
<b>3.2.</b>	<b>Les normes de qualité de l'air fixées par l'EPA</b>	<b>34</b>
3.2.1.	Les normes nationales de qualité de l'air	34
3.2.2.	Les évaluations de risque par inhalation pour le benzène, le cadmium et le nickel	35

<b>3.3.</b>	<b>Les valeurs guides pour la qualité de l'air proposées par l'OEHHA (Californie)</b>	<b>37</b>
3.3.1.	La démarche adoptée	37
3.3.2.	Les valeurs guides pour le benzène, le cadmium et le nickel	38
<b>3.4.</b>	<b>Les valeurs limites de qualité de l'air fixées par le Conseil de l'Union Européenne</b>	<b>39</b>
3.4.1.	La directive européenne sur l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant	39
3.4.2.	Les valeurs limites pour le benzène	40
<b>3.5.</b>	<b>Synthèse des valeurs guides et des valeurs limites d'exposition pour la qualité de l'air</b>	<b>41</b>
<b>4.</b>	<b>LA FIXATION DES VALEURS LIMITES D'EMISSION : L'EXEMPLE DES PROGRAMMES D'AMÉLIORATION DE LA QUALITÉ DE L'AIR</b>	<b>43</b>
<b>4.1.</b>	<b>L'approche retenue par l'EPA pour la mise en œuvre du Clean Air Act aux États-Unis</b>	<b>44</b>
4.1.1.	Objectifs généraux du Clean Air Act	44
4.1.2.	Méthodes adoptées pour atteindre les objectifs du Clean Air Act	46
<b>4.2.</b>	<b>L'approche retenue par la Commission Européenne pour l'amélioration de la qualité de l'air et son implémentation en France</b>	<b>49</b>
4.2.1.	La directive européenne sur la qualité de l'air et la loi française sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie	49
4.2.2.	La directive européenne sur la prévention et la réduction intégrées de la pollution et l'arrêté français du 2 février 1998	52
4.2.3.	Une tentative de pont entre l'approche "par l'environnement" et l'approche "par les installations" : l'évaluation du risque sanitaire dans les études d'impact	53
<b>4.3.</b>	<b>Un exemple de fixation de valeurs limites d'émission : les incinérateurs d'ordures ménagères</b>	<b>55</b>

<b>5.</b>	<b>MISE EN PERSPECTIVE DES RISQUES ASSOCIES A L'EXPOSITION AUX SUBSTANCES CHIMIQUES ET RADIOACTIVES</b>	<b>59</b>
	<b>REFERENCES</b>	<b>63</b>
	<b>ANNEXE 1. LA PROCÉDURE DE FIXATION DES NORMES DE QUALITÉ DE L'AIR AMBIANT PAR L'EPA</b>	<b>67</b>
	<b>ANNEXE 2. LISTE DES POLLUANTS INTRODITS DANS LE CLEAN AIR ACT EN 1990</b>	<b>69</b>
	<b>ANNEXE 3. CALCUL DU RISQUE SANITAIRE ASSOCIÉ À UN INCINÉRATEUR D'ORDURES MÉNAGÈRES</b>	<b>71</b>



**LISTE DES TABLEAUX**

<b>Tableau 1. Démarche générique adoptée par l'OMS, l'US-EPA et l'OEHHA pour la fixation des valeurs guides de qualité de l'eau</b>	<b>21</b>
<b>Tableau 2. Hypothèses retenues pour la fixation des valeurs guides de qualité de l'eau pour le benzène et le cadmium</b>	<b>22</b>
<b>Tableau 3. Hypothèses retenues pour la fixation des valeurs guides de qualité de l'eau pour le nickel</b>	<b>23</b>
<b>Tableau 4. Hypothèses retenues pour la fixation des valeurs guides pour les radionucléides</b>	<b>24</b>
<b>Tableau 5. Valeurs limites dans l'eau fixées par l'US-EPA pour le benzène, le cadmium, le nickel et les radionucléides</b>	<b>26</b>
<b>Tableau 6. Valeurs limites dans l'eau fixées par le DHS (Californie) pour le benzène, le cadmium, le nickel et les radionucléides</b>	<b>27</b>
<b>Tableau 7. Valeurs limites dans l'eau de boisson fixées par le Conseil de l'Union Européenne pour le benzène, le cadmium, le nickel et certains radionucléides</b>	<b>28</b>
<b>Tableau 8. Synthèse des valeurs guides et des valeurs limites dans l'eau de boisson pour le benzène, le cadmium, le nickel et certains radionucléides</b>	<b>30</b>
<b>Tableau 9. Synthèse des valeurs limites d'exposition pour la qualité de l'air et des données sur le risque sanitaire associées au benzène, au cadmium et au nickel</b>	<b>42</b>
<b>Tableau 10. Polluants traceurs de risque retenus pour les UIOM</b>	<b>56</b>
<b>Tableau 11. Valeurs limites d'émissions atmosphériques et de rejets liquides de l'Union Européenne pour les incinérateurs de déchets</b>	<b>56</b>
<b>Tableau 12. Valeurs limites d'émission atmosphérique de l'EPA pour les incinérateurs de déchets</b>	<b>57</b>
<b>Tableau 13. Excès de risque vie entière associés aux expositions aux valeurs limites d'exposition pour des cancérigènes chimiques et radiologiques</b>	<b>60</b>
<b>Tableau 14. Ordre de grandeur du risque sanitaire autour des installations étudiées</b>	<b>62</b>



## RESUME

Ce rapport présente la démarche générique adoptée par différents organismes pour la fixation des valeurs limites d'exposition du public aux substances chimiques ainsi que pour la détermination des valeurs limites d'émission de produits chimiques par certaines installations. Les démarches ou valeurs adoptées par les organismes suivants ont été étudiées :

- l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS),
- l'Agence de Protection de l'Environnement des Etats-Unis (US-EPA),
- l'Agence de Protection de l'Environnement de Californie (Cal-EPA) et plus particulièrement le Bureau d'évaluation des risques sanitaires environnementaux (Office of Environmental Health Hazard Assessment - OEHHA),
- la Commission Européenne.

En ce qui concerne les limites d'exposition, l'étude porte sur les démarches adoptées pour la qualité de l'eau de boisson et la qualité de l'air. Des exemples numériques sont donnés pour quelques substances chimiques cancérigènes (benzène, cadmium, nickel), ainsi que pour les radionucléides (dans le cas des valeurs limites pour la qualité de l'eau de boisson).

Pour les organismes étudiés, les valeurs limites pour l'eau sont généralement établies en deux étapes :

- a. Détermination d'une valeur guide à caractère sanitaire. Cette valeur est calculée à partir d'une synthèse des effets sanitaires associés aux substances chimiques, et correspond à un niveau de risque sanitaire considéré comme sûr ou acceptable. La méthode de calcul de cette valeur dépend du type d'effet sanitaire reconnu pour la substance chimique considérée :
  - pour les substances chimiques présentant des effets toxiques à seuil, la valeur guide est fixée en-dessous de ce seuil, en prenant une marge de sécurité ;
  - pour les substances chimiques reconnues comme cancérigènes génotoxiques, une relation linéaire sans seuil est établie, et la valeur guide est fixée pour correspondre à un niveau donné de risque individuel vie entière de cancer (compris entre  $10^{-4}$  et  $10^{-6}$  pour l'OMS, égal à  $10^{-6}$  pour l'OEHHA, et à un risque nul pour l'US-EPA).
- b. Fixation d'une valeur limite de concentration dans l'eau ou dans l'air. Cette valeur est basée sur la valeur guide en intégrant une démarche de type "meilleure technologie disponible à un coût acceptable". Elle est donc dans certains cas supérieure à la valeur guide.

En ce qui concerne la qualité de l'air, deux approches sont combinées : une approche "par l'environnement" consistant à déterminer des normes en termes de concentration dans l'air de certaines substances chimiques (normes qui sont basées sur des considérations sanitaires), et une approche "par l'installation" consistant à réglementer les rejets des installations en fixant des valeurs limites d'émission de substances chimiques propres à chaque type d'installation (basées sur les meilleures technologies

disponibles à un coût raisonnable). Ces approches (que l'on rencontre aux Etats-Unis et en Europe) sont complétées par des programmes spécifiques aux niveaux des régions visant à identifier les sources de pollution atmosphérique propre à la région et à engager un processus avec les industriels et les collectivités locales pour améliorer la qualité de l'air.

En se limitant aux effets cancérogènes, le Tableau R1 présente, selon les relations dose-effet retenues par différents organismes, les valeurs de risque d'excès de cancer estimées pour une exposition sur la vie entière à des concentrations dans l'air ou dans l'eau égales aux valeurs limites d'exposition pour quelques substances. Cette comparaison met clairement en évidence la différence de "philosophie" adoptée pour la fixation des VLE dans le domaine des rayonnements ionisants par rapport à celui des toxiques chimiques. Les valeurs limites d'exposition sont, dans le cas des rayonnements ionisants, des valeurs maximales à ne pas dépasser avec l'introduction d'une logique de réduction "aussi bas que raisonnablement possible compte tenu des facteurs économiques et sociaux", alors qu'elles constituent des valeurs objectifs pour les toxiques chimiques, même si la logique consiste à chercher à réduire encore les expositions lorsque ces valeurs sont atteintes.

**Tableau R1. Excès de risque vie entière associés aux expositions aux valeurs limites d'exposition pour des cancérigènes chimiques et radiologiques**

<b>Substance</b> - Organisme publiant la relation dose-effet (Type d'exposition - organisme éditant la valeur limite)	<b>Excès individuel de cancer vie entière *</b>
<b>Rayonnements ionisants population générale</b> - CIPR (exposition pendant 70 ans à 1mSv/an, valeur limite CE)	$35 \cdot 10^{-4}$
<b>Radionucléides - Uranium</b> - US-EPA (exposition pendant 70 ans à une concentration dans l'eau de boisson de 30 µg/L, valeur limite US-EPA)	$10^{-4}$
<b>Radionucléides - Uranium</b> - OEHHA (exposition pendant 70 ans à une concentration dans l'eau de boisson de 0,7410 Bq/L, valeur limite DHS (Californie))	$0,4 \cdot 10^{-4}$
<b>Nickel population générale</b> - OMS (exposition pendant 70 ans à une concentration de 25 ng/m <sup>3</sup> pour le nickel dans l'air, valeur guide pour la qualité de l'air OMS)	$0,1 \cdot 10^{-4}$
<b>Cadmium population générale</b> - OEHHA (exposition pendant 70 ans à une concentration dans l'eau de boisson de 0,005 mg/L, valeur limite DHS (Californie))	$0,55 \cdot 10^{-4}$
<b>Benzène population générale</b> - OMS (exposition pendant 70 ans à une concentration dans l'eau de boisson de 0,001 mg/L, valeur limite CE)	$0,01 \cdot 10^{-4}$

\* Pour les rayonnements ionisants, l'excès de risque vie entière est donné pour les cancers mortels. Pour les autres substances (nickel, cadmium et benzène), il s'agit de l'excès de risque vie entière de cancer (mortel ou non). Pour ces substances, il existe par ailleurs d'autres risques sanitaires non cancérogènes identifiés, qui ne sont pas mentionnés dans ce tableau.

Afin de compléter cette comparaison en termes de risque, deux études de cas ont été retenues, respectivement pour les rejets d'une centrale nucléaire française (CNPE) et les rejets moyens des incinérateurs de déchets.

L'étude de cas retenue pour les CNPE concerne le renouvellement de la demande d'autorisation de rejets du CNPE de Chinon, déposé en 1999. Les niveaux d'exposition du public pour le groupe de référence dus au cumul des rejets gazeux et liquides du CNPE de Chinon sont estimés à  $3 \mu\text{Sv}/\text{an}$  avec des rejets qui seraient supposés égaux aux limites autorisées et à moins de  $0,06 \mu\text{Sv}/\text{an}$  avec les rejets réels de l'année 1997.

En ce qui concerne les incinérateurs de déchets, l'étude de cas retenue est celle publiée par la Société Française de Santé Publique concernant l'impact moyen calculé à partir des incinérateurs du territoire métropolitain. La SFSP a ainsi calculé, à partir des données d'émissions existantes pour 70 incinérateurs, les expositions pour les populations habitant dans un rayon de 2 km pour l'exposition directe par inhalation, et dans un rayon de 2-50 km pour les expositions indirectes par ingestion. Pour les dioxines, l'exposition moyenne par inhalation est estimée entre  $10^{-4}$  et  $0,1 \text{ pg}/\text{kg-pc}/\text{j}$  et l'exposition moyenne par ingestion est estimée à  $0,272 \text{ pg}/\text{kg-pc}/\text{j}$ . Pour le cadmium, seule l'exposition par inhalation a pu être calculée, et uniquement pour 30 installations. L'exposition moyenne est estimée à  $8,3 \cdot 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Pour les rejets des deux installations présentées ci-dessus, il est intéressant de mettre en perspective les ordres de grandeur des risques cancérogènes correspondants pour les groupes de référence (Tableau R2). Il apparaît dans ce cas que le risque individuel estimé autour de ces installations est comparable, du point de vue des valeurs d'émission fixées dans les autorisations de rejets, contrairement à ce que l'on observe en comparant directement les risques associés aux valeurs limites d'exposition pour les substances considérées.

**Tableau R2. Ordre de grandeur du risque autour des installations étudiées**

	Centrale nucléaire de Chinon	Incinérateur d'ordures ménagères (UIOM) (moyenne d'installations existantes)
Risque individuel de cancer pour une exposition vie-entière	$10^{-5}$ (exposition vie entière du groupe critique aux limites d'autorisation de rejets radioactifs)	$1,2 \cdot 10^{-5}$ (pour les dioxines, risque moyen estimé pour une population de 2 millions de personnes et les rejets de 70 UIOM à la nouvelle valeur limite CE de $0,1 \text{ ng}/\text{m}^3$ )
	$2 \cdot 10^{-7}$ (exposition vie entière du groupe critique aux rejets radioactifs réels de 1997)	$8 \cdot 10^{-4}$ (pour les dioxines, risque moyen estimé pour une population de 2 millions de personnes et les rejets réels de 70 UIOM)
		$1,5 \cdot 10^{-6}$ (pour le cadmium, risque moyen estimé pour une population de 1 million de personnes à partir des rejets réels de 30 UIOM)



## 1. INTRODUCTION

Ce rapport présente la démarche générique adoptée par différents organismes pour la fixation des valeurs limites d'exposition du public aux substances chimiques ainsi que pour la détermination des valeurs limites d'émission de produits chimiques par certaines installations. Les démarches ou valeurs adoptées par les organismes suivants ont été étudiées :

- l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS),
- l'Agence de Protection de l'Environnement des Etats-Unis (US-EPA),
- l'Agence de Protection de l'Environnement de Californie (Cal-EPA) et plus particulièrement le Bureau d'Evaluation des Risques Sanitaires Environnementaux (Office of Environmental Health Hazard Assessment - OEHHA),
- la Commission Européenne.

En ce qui concerne les limites d'exposition, l'étude porte sur les démarches adoptées pour la qualité de l'eau de boisson (Section 2) et la qualité de l'air (Section 3). Des exemples numériques sont donnés pour quelques substances chimiques cancérigènes (benzène, cadmium, nickel), ainsi que pour les radionucléides (dans le cas des valeurs limites pour la qualité de l'eau de boisson).

Les valeurs limites d'émission des installations ont été étudiées dans le cadre des lois sur l'air fixées par l'US-EPA et par la Commission Européenne (Section 4). Le cas des incinérateurs de déchets ménagers a été retenu pour illustrer la démarche et les valeurs qui en résultent.

Une mise en perspective des risques associés à l'exposition aux substances chimiques et radiologiques est proposée en conclusion, sur la base des expositions aux valeurs limites, ainsi que des résultats d'études d'impact sanitaire autour d'une centrale nucléaire et d'installations d'incinérateurs de déchets.



## 2. FIXATION DES VALEURS LIMITES D'EXPOSITION POUR LA QUALITE DE L'EAU

De façon générique, les valeurs limites de concentration dans l'eau des substances chimiques et radioactives sont établies en deux étapes (plus ou moins documentées selon les cas) :

- a. Détermination d'une valeur guide à caractère sanitaire. Cette valeur est calculée à partir d'une synthèse des effets sanitaires associés aux substances chimiques, et correspond à un niveau de risque sanitaire considéré comme sûr ou acceptable. La méthode de calcul de cette valeur dépend du type d'effet sanitaire reconnu pour la substance chimique considérée :
  - pour les substances chimiques présentant des effets toxiques à seuil, la valeur guide est fixée en-dessous de ce seuil, en prenant une marge de sécurité ;
  - pour les substances chimiques reconnues comme cancérogènes génotoxiques, une relation linéaire sans seuil est établie, et la valeur guide est fixée pour correspondre à un niveau donné de risque individuel vie entière de cancer (compris généralement entre  $10^{-4}$  et  $10^{-6}$ ).
- b. Fixation d'une valeur limite de concentration dans l'eau. Cette valeur est basée sur la valeur guide en intégrant une démarche de type "meilleure technologie disponible à un coût acceptable". Elle est donc dans certains cas supérieure à la valeur guide.

Ces deux étapes sont présentées successivement, illustrées par les démarches adoptées par l'OMS, l'US-EPA, l'OEHHA et la Commission Européenne.

### 2.1. Calcul des valeurs guides pour la qualité de l'eau

#### 2.1.1. Démarche adoptée par l'OMS

Les valeurs guides pour la qualité de l'eau publiées par l'OMS [1] sont établies sur la base des données disponibles en matière de toxicité des substances chimiques. Ces données proviennent de la littérature internationale, d'informations fournies par les gouvernements ou de données propres à l'OMS.

Les valeurs guides sont calculées séparément pour les substances individuelles, sans considérer d'impact potentiel de l'interaction des substances entre elles. La grande marge de sécurité incorporée dans les valeurs guides est jugée suffisante pour tenir compte de la présence éventuelle de plusieurs substances dans l'eau. L'OMS recommande toutefois d'examiner localement des possibilités d'action si plusieurs substances présentant le même type d'effet toxique devaient être présentes dans de l'eau de boisson avec des concentrations voisines des valeurs guides. Hors preuve du contraire, il est alors approprié de considérer que les effets toxiques de ces substances sont additifs.

a) *Détermination d'une valeur guide pour les substances chimiques avec effets à seuil*

Quand la substance chimique considérée présente des effets toxiques à seuil, la valeur guide est dérivée de la dose journalière tolérable. Celle-ci est une estimation de la quantité d'une substance contenue dans l'alimentation ou l'eau de boisson qui peut être ingérée quotidiennement pendant la vie entière sans causer de risque sanitaire appréciable. Elle est exprimée sur la base du poids corporel<sup>1</sup> en mg/kg-pc ou en µg/kg-pc, et est obtenue en utilisant la formule suivante :

Calcul de la dose journalière tolérable :

$$\text{DJT} = (\text{NOAEL ou LOAEL}) / \text{UF}$$

avec :

- **DJT** : dose journalière tolérable (µg/kg-pc ou mg/kg-pc)
- **NOAEL** : niveau sans effet observé (No-Observed-Adverse-Effect Level), (µg/kg-pc ou mg/kg-pc)
- **LOAEL** : niveau le plus faible auquel un effet a été observé (Lowest-Observed-Adverse-Effect Level), (µg/kg-pc ou mg/kg-pc)
- **UF** : facteur d'incertitude

Le niveau sans effet observé (NOAEL) est défini comme la plus forte dose ou concentration d'une substance chimique qui ne provoque pas d'effet sanitaire détectable.

---

<sup>1</sup> Dans l'ensemble de ce document, l'unité kg-poids-corporel (ou kg-pc) est utilisée pour indiquer qu'il s'agit de l'unité de poids corporel des individus. Les publications étudiées mentionnent en fait soit kg, soit kg-pc.

Cette valeur peut avoir été déterminée par observation ou par expérimentation. Lorsque cela est possible, elle est déterminée sur la base d'études de long terme, et de préférence menées sur l'ingestion d'eau de boisson. Dans certains cas, c'est une valeur obtenue à partir d'études de court terme ou bien à partir d'autres sources d'exposition (telles que l'alimentation ou l'air) qui est retenue.

S'il n'existe pas de niveau sans effet observé disponible, c'est le niveau de concentration ou de dose le plus faible auquel a été observé un effet sanitaire (LOAEL) qui est retenu, en appliquant un facteur d'incertitude supplémentaire.

La fixation des facteurs d'incertitude appliqués aux NOAEL ou LOAEL est effectuée sur la base d'un jugement d'expert, en retenant un facteur compris entre 1 et 10 par source d'incertitude. Quatre sources sont considérées :

- La variation inter-espèces (animaux vers les hommes)
- La variation intra-espèces (variations individuelles)
- L'adéquation des études ou des bases de données
- La nature ou la sévérité des effets

Le facteur total d'incertitude ne devrait pas excéder 10 000, car la dose journalière tolérable en résultant serait trop imprécise. Pour les substances auxquelles un facteur d'incertitude de 1000 a été retenu, la valeur guide proposée par l'OMS est qualifiée de provisoire.

La valeur guide est obtenue à partir de la dose journalière tolérable en considérant un poids moyen de l'individu, une consommation d'eau journalière, ainsi que la part de la dose journalière tolérable que l'on peut allouer à l'eau de boisson. La formule suivante est retenue :

Calcul de la valeur guide :

$$\mathbf{VG = (DJT \times pc \times P) / C}$$

avec :

- **VG** : valeur guide ( $\mu\text{g/L}$  ou  $\text{mg/L}$ )
- **DJT** : dose journalière tolérable ( $\mu\text{g/kg-pc}$ , ou  $\text{mg/kg-pc}$ )
- **pc** : poids corporel ( $\text{kg-pc}$ )

- **P** : fraction de la DJT allouée à l'eau de boisson
- **C** : consommation d'eau journalière (L)

Les hypothèses génériques retenues pour les valeurs des paramètres sont les suivantes :

- Consommation quotidienne : 2 litres d'eau
- Poids corporel moyen : 60 kg-pc

Pour des substances qui présenteraient des risques fortement accrus pour les enfants, l'OMS retient les hypothèses suivantes :

- Consommation de 1 litre par jour pour un enfant de 10 kg-pc
- Consommation de 0,75 litre par jour pour un enfant de 5 kg-pc

La fraction de DJT allouée à l'eau de boisson est appliquée pour tenir compte de la présence d'autres sources d'exposition à une substance (alimentaire, air,...). L'ingestion par l'eau de boisson n'est donc qu'une fraction de la dose intégrée par jour de cette substance. Elle est évaluée si possible en utilisant des données concernant la proportion de l'exposition totale ingérée par l'eau de boisson (basée sur la moyenne entre l'alimentation, l'air et l'eau de boisson) ou sur l'exposition estimée sur la base des propriétés chimiques et physiques des substances considérées. Quand ces informations ne sont pas disponibles, une valeur par défaut de 10% est utilisée.

*b) Détermination des valeurs guides pour les substances cancérigènes*

L'évaluation de la possible carcinogénicité des substances chimiques est généralement basée sur des études animales de long terme. Des données épidémiologiques sont parfois disponibles, le plus souvent provenant d'expositions professionnelles. L'OMS se base sur la classification de l'Agence Internationale de Recherche sur le Cancer (IARC), en y ajoutant parfois d'autres informations.

Il est généralement considéré que l'événement initiateur dans le processus de cancérogenèse chimique est l'induction de mutations dans le matériel génétique (ADN) des cellules somatiques. Le mécanisme génotoxique n'ayant théoriquement pas de seuil, il y a une probabilité d'effet quel que soit le niveau d'exposition. Le calcul d'une dose journalière tolérable est considéré comme inapproprié et une extrapolation mathématique aux faibles doses est appliquée.

Pour certaines substances, néanmoins, le développement d'une tumeur cancéreuse ne provient pas d'une activité génotoxique, mais d'un mécanisme indirect. Dans ce cas, l'hypothèse d'un seuil est retenu, et c'est la méthode de la dose journalière tolérable qui est appliquée.

La détermination d'une valeur guide pour les substances cancérigènes génotoxiques est déterminée à partir d'une concentration dans l'eau de boisson associée à un excès de risque vie entière de  $10^{-5}$  (1 cancer supplémentaire pour une population de 100 000 personnes ingérant de l'eau de boisson contenant une concentration de la substance égale à la valeur guide pendant 70 ans).

L'OMS recommande à chaque pays de se fixer sa propre valeur guide, en considérant un intervalle de risque entre  $10^{-6}$  et  $10^{-4}$ .

c) *Exemples de valeurs guides*

### **Benzène**

La valeur guide proposée par l'OMS pour le benzène est basée sur l'estimation du risque de cancer suite à l'inhalation et à l'ingestion. Cette estimation a été établie à partir des données épidémiologiques et des données animales :

- En extrapolant l'estimation du risque de leucémie obtenu par des études épidémiologiques concernant l'inhalation, l'OMS a évalué qu'une concentration dans l'eau de  $10 \mu\text{g/L}$  conduisait à un excès vie entière de risque de cancer de  $10^{-5}$ .
- Par ailleurs, une estimation du risque a également été réalisée à partir d'une étude animale (2 ans d'ingestion par des rats et des souris). L'intervalle de concentration dans l'eau de boisson correspondant à un risque de  $10^{-5}$  est estimé à  $10 - 80 \mu\text{g/L}$ .

A partir de ces deux résultats, l'OMS retient la valeur guide de  **$10 \mu\text{g/L}$**  pour un excès de risque de cancer vie entière de  $10^{-5}$ .

### **Cadmium**

L'OMS propose une valeur guide pour le cadmium de  **$0,003 \text{ mg/L}$** , basée sur les effets non cancérogènes du cadmium (effets rénaux) en estimant que les effets cancérogènes

n'ont pas été démontrés pour la voie orale [2]. Cette valeur repose sur les hypothèses suivantes :

- Dose journalière tolérable (DJT) : 1 µg/kg-pc
- Fraction de la dose hebdomadaire tolérable allouée à l'eau de boisson (P) : 10%

Les valeurs par défaut des autres paramètres sont utilisées pour le calcul de la valeur guide, à savoir :

- Poids corporel (pc) : 60 kg-pc
- Consommation journalière d'eau (C) : 2 litres

La valeur guide est obtenue ainsi :

$$\begin{aligned} \text{VG} &= (\text{DJT} \times \text{pc} \times \text{P}) / \text{C} \\ &= (1 \mu\text{g}/\text{kg-pc} \times 60 \text{ kg-pc} \times 10\%) / 2 \text{ litre} \\ &= 3 \mu\text{g}/\text{L} \\ &= 0,003 \text{ mg}/\text{L} \end{aligned}$$

### **Nickel**

Une première valeur guide concernant le nickel a été publiée par l'OMS en 1993, en se basant sur les effets non cancérogènes du nickel, ce dernier étant reconnu cancérogène par inhalation, mais pas par ingestion. Cette valeur guide a été fixée à **0,02 mg/L** sur la base d'études sur les rats montrant un niveau de dose sans effet observé (NOAEL) de 5 mg/kg-pc par jour<sup>2</sup>.

En 1998, l'OMS a procédé à une nouvelle revue de la littérature, qui a révélé des valeurs différentes [3] :

- un niveau de dose le plus faible auquel des effets sont observés (LOAEL) compris entre 1,3 mg/kg-pc et 31,6 mg/kg-pc (deux générations de rats).
- un niveau de dose sans effet observé (NOAEL) de 7 mg/kg-pc (autre étude de deux générations de rats).

---

<sup>2</sup> Cette valeur est citée dans les recommandations de 1998, qui ne donnent pas les valeurs des autres paramètres nécessaires au calcul de la valeur guide (en particulier, les facteurs d'incertitudes et la fraction d'eau de boisson allouée à la DJT). Ce calcul n'est donc pas détaillé ici.

L'OMS a décidé de maintenir la valeur guide de **0,02 mg/L**, en considérant que, sur la base des données disponibles, elle procurait une protection suffisante des individus sensibles au nickel. Toutefois, elle qualifie cette valeur de "provisoire" pour tenir compte des incertitudes sur le niveau auquel des effets de mortalité périnatale apparaissent.

### **Radionucléides**

Les dernières recommandations de l'OMS pour les niveaux de radioactivité dans l'eau de boisson sont basées sur la relation dose-effet de la CIPR 60, soit un excès de risque de cancer mortel sur la vie entière de  $5 \cdot 10^{-2}$  par sievert (sans prise en compte du risque sanitaire additionnel dû aux cancers non mortels et aux effets héréditaires) [1, 2].

Le niveau de référence recommandé est une **dose efficace engagée de 0,1 mSv pour un an de consommation d'eau**. Ce niveau de référence représente moins de 5 % de la dose moyenne attribuable annuellement à la radioactivité naturelle. L'OMS précise qu'en dessous de ce niveau de référence, l'eau de boisson est considérée comme acceptable pour la consommation humaine et aucune action pour réduire la dose n'est nécessaire.

En considérant une durée de vie de 70 ans, le niveau de référence recommandé correspond à un risque vie entière de cancer mortel de  $3,5 \cdot 10^{-4}$ , soit un facteur 10 au dessus du niveau habituellement recommandé par l'OMS pour les cancérogènes (à noter que ce calcul de risque n'est pas fait explicitement dans la publication de l'OMS, et que la valeur recommandée de  $10^{-5}$  correspond à un risque vie entière d'excès de cancer, que le cancer soit mortel ou non).

A des fins pratiques, les valeurs guides recommandées pour les concentrations en activité sont de :

- 0,1 Bq/L pour l'activité alpha brute ("gross alpha activity")
- 1 Bq/L pour l'activité beta brute ("gross beta activity")

Ces valeurs guides sont basées sur l'hypothèse d'une consommation de 2 litres d'eau par jour pendant 1 an et en tenant compte du métabolisme d'un adulte.

### 2.1.2. Démarche adoptée par l'US-EPA

Avant de fixer des valeurs limites de contamination pour l'eau de boisson (voir § 2.2.), l'US-EPA établit pour chaque substance un objectif de niveau maximum de contaminant (Maximum Contaminant Level Goal - MCLG) basé sur une revue de la littérature concernant les effets sanitaires [4].

Ce niveau est défini comme celui en-dessous duquel il n'existe pas de risque sanitaire connu ou supposé.

a) *Détermination de l'objectif de concentration pour les substances chimiques avec effets à seuil*

Pour les toxiques non cancérigènes (hors microbiens), l'objectif est établi à partir de la détermination d'une Dose de Référence Journalière (DRJ - même concept que la dose journalière tolérable de l'OMS). Le calcul de l'objectif MCGL est réalisé, comme pour l'OMS :

$$\text{MCGL} = (\text{DRJ} \times \text{pc} \times \text{P}) / \text{C}$$

avec :

- **MCGL** : objectif de concentration dans l'eau de boisson (µg/L ou mg/L)
- **DRJ** : dose de référence journalière (µg/kg-pc ou mg/kg-pc)
- **pc** : poids corporel (kg-pc)
- **P** : fraction de la DRJ allouée à l'eau de boisson
- **C** : consommation d'eau journalière (L)

Les hypothèses retenues pour les valeurs des paramètres sont les suivantes :

- Poids corporel : 70 kg-pc
- Fraction de la DRJ allouée à l'eau de boisson (pourcentage de contribution de l'eau de boisson à l'exposition quotidienne totale) : en général 20%
- Consommation d'eau journalière : 2 litres

b) *Détermination de l'objectif de concentration pour les substances chimiques cancérogènes*

Pour les toxiques chimiques cancérogènes, deux cas sont considérés :

- Si la substance chimique est reconnue comme cancérogène avec une relation dose-effet sans seuil (cas des substances cancérogènes génotoxiques), l'objectif de concentration maximale (MCLG), qui, rappelons-le, est un niveau de concentration correspondant à une absence de risque sanitaire, est fixé à zéro.
- Si une dose sans danger ("safe dose") a pu être déterminée pour la substance cancérogène, l'objectif de concentration maximale (MCLG) est fixé à un niveau supérieur à zéro qui est sans danger.

Pour les contaminants microbiens, l'objectif de concentration maximale est fixé à zéro.

c) *Exemples de valeurs guides*

**Benzène**

Le benzène étant reconnu cancérogène à long terme, avec une relation linéaire sans seuil, l'objectif de concentration maximale (MCLG) est fixé à **zéro** [5].

Le document officiel qui liste les valeurs guides en précisant leur mode de fixation ne donne pas les valeurs de risque retenues. Par contre, celles-ci sont disponibles dans la base de donnée IRIS (Integrated Risk Information System) gérée par l'US-EPA. En ce qui concerne le benzène, une étude récente a été menée pour extrapoler l'estimation de risque unitaire par inhalation à la voie d'exposition orale [6]. Le facteur de risque unitaire retenu pour le benzène est compris entre  $4,4 \cdot 10^{-7}$  et  $1,6 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{L})^{-1}$ . Cette valeur est obtenue sur la base d'une valeur de risque unitaire comprise entre  $1,54 \cdot 10^{-5}$  et  $5,45 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{kg-pc}/\text{jour})^{-1}$  en faisant l'hypothèse d'un poids corporel de 70 kg et d'une consommation d'eau quotidienne de 2 litres.

### **Cadmium**

L'objectif de concentration maximale fixé par l'EPA pour le cadmium est basé sur les effets non cancérogènes du cadmium (principalement les effets rénaux). Il est fixé à **0,005 mg/L** [5].

Nous n'avons pas pu trouver de document expliquant précisément les hypothèses retenues pour cette substance. La fiche de synthèse sur le cadmium contenue dans la base de données IRIS (Integrated Risk Information System) propose une Dose de Référence pour l'eau de  $5 \cdot 10^{-4}$  mg/kg-pc/jour, sur la base d'une dose sans effet observé (NOAEL) de  $5 \cdot 10^{-3}$  mg/kg-pc/jour [7].

### **Nickel**

Les objectifs de concentration (MCLG) et les valeurs limites pour le nickel ont été suspendus le 9 février 1995 [8]. Ainsi, bien que de nombreux fournisseurs d'eau continuent de mesurer le nickel, il n'existe pas de limite légale fixée par l'EPA, qui reconsidère actuellement ces limites. Cependant, à titre d'information, l'EPA édite tout de même des valeurs guides. L'objectif de concentration est ainsi proposé à **0,1mg/L**, en considérant les effets à court terme et les effets chroniques du nickel.

### **Radionucléides**

Les objectifs de concentration (MCLG) pour les radionucléides dans l'eau de boisson ont été fixés en 2000, lors de la révision des valeurs limites. Ils seront applicables à partir de décembre 2003 [9].

La réglementation concerne :

- La combinaison du Radium-226 et du Radium-228
- Les émetteurs alpha (Gross Alpha), hors Radon et Uranium
- Les émetteurs Beta et Photon
- L'uranium

Pour l'ensemble de ces radioéléments, c'est l'effet cancérogène qui est retenu avec une relation linéaire sans seuil, d'où un **objectif de concentration (MCLG) fixé à zéro**.

Lors de la révision des valeurs limites, les effets toxiques rénaux de l'uranium ont également été étudiés. Un niveau équivalent d'eau de boisson (DWEL - Drinking Water Equivalent Level) a été déterminé à partir de la Dose de Référence (RfD). Les valeurs suivantes ont été retenues :

- Niveau équivalent d'eau de boisson (DWEL): 20 µg/L
- Dose de Référence (DRJ) : 0,6 µg/kg-pc/jour
- Niveau de dose le plus faible auquel des effets sont observés (LOAEL) : 60 µg/kg-pc/jour
- Facteur d'incertitude : 100 (valeur arrondie résultant de la combinaison d'un facteur 3 pour la variabilité intra-espèces, d'un facteur 10 pour la variabilité inter-espèces et d'un facteur 3 pour l'utilisation d'une LOAEL, au lieu d'une NOAEL)
- Poids corporel : 70 kg
- Consommation d'eau : 2 litres/jour
- Fraction de la dose allouée à l'eau de boisson : 80 %

La relation dose-effet pour les effets cancérogènes n'est pas spécifiée dans le document du Federal Register.

### 2.1.3. Démarche adoptée par l'OEHHA (Californie)

Dans l'Etat de Californie, le "California Safe Drinking Water Act" de 1996 demande à l'OEHHA (Bureau d'évaluation des risques sanitaires environnementaux) de réaliser des estimations de risque et d'établir des objectifs de santé publique (Public Health Goals - PHG) pour les contaminants de l'eau de boisson, basés uniquement sur des considérations de santé publique [10]. Ces objectifs doivent être établis en accord avec les critères suivants :

- Les PHG pour les substances toxiques aiguës doivent être fixés aux niveaux pour lesquels aucun effet sanitaire nocif connu ou anticipé n'apparaîtra, avec une marge de sécurité adéquate.
- Les PHG pour les cancérogènes ou autres substances provoquant des maladies chroniques doivent être basés uniquement sur les effets sanitaires, sans tenir

compte des impacts en termes de coût, et doivent être fixés aux niveaux que l'OEHHA a déterminé comme ne causant pas de risque significatif<sup>3</sup> sur la santé.

- Dans la mesure des données disponibles, l'OEHHA doit considérer les effets synergiques possibles résultant de l'exposition à 2 contaminants ou plus.
- L'OEHHA doit considérer l'existence de groupes de population qui sont plus sensibles aux effets sanitaires qu'un adulte normal.
- Dans les cas où des arguments scientifiques démontrent l'existence d'un seuil dans la relation dose-effet, l'OEHHA doit fixer le PHG à ce seuil.
- Le PHG peut être fixé à 0 pour satisfaire les critères ci-dessus.
- L'OEHHA doit considérer l'exposition aux contaminants par des voies autres que l'eau de boisson, en incluant l'air, l'alimentation et la charge corporelle en résultant.
- Les PHG adoptés par l'OEHHA doivent être revus tous les 5 ans et révisés si nécessaire sur la base des nouvelles données scientifiques disponibles.

Ces objectifs de santé publique sont destinés à l'usage du Département des Services Sanitaires de Californie (California Department of Health Services - DHS) pour établir les normes d'eau de boisson (exprimées en termes de niveaux maximums de contaminants - MCL). Alors que les objectifs sont fixés uniquement sur la base de considérations scientifiques et de santé publique, les normes adoptées par le DHS doivent considérer les facteurs économiques et la faisabilité technique. Chaque norme est fixée aussi près que possible de l'objectif.

---

<sup>3</sup> La formulation exacte de ce critère est la suivante : "PHGs shall be set (...) at levels which OEHHA has determined do not pose any significant risk to health". Aucune précision n'est donnée au niveau du California Safe Drinking Water Act quant à la notion de "risque significatif". Notons que dans les documents qui établissent les valeurs pour les substances chimiques, le niveau de risque retenu comme étant non significatif est, dans les valeurs par défaut, un risque individuel de cancer sur la vie entière de  $10^{-6}$ .

a) *Détermination de l'objectif de concentration pour les substances chimiques non cancérogènes*

Pour les effets toxiques non cancérogènes, la concentration permettant de protéger la santé publique est déterminée à partir de la dose sans effet observé (NOAEL) ou de la dose la plus faible à laquelle des effets ont été observés (LOAEL) à partir de la formule suivante (démarche identique à celle de l'OMS) :

$$C = (\text{NOAEL ou LOAEL} \times \text{pc} \times \text{RSC}) / (\text{UF} \times \text{W})$$

avec :

- **C** : concentration assurant la protection de la santé publique (mg/L)
- **NOAEL** : niveau sans effet observé (No-Observed-Adverse-Effect Level), ( $\mu\text{g}/\text{kg-pc}/\text{jour}$  ou  $\text{mg}/\text{kg-pc}/\text{jour}$ )
- **LOAEL** : niveau le plus faible auquel un effet a été observé (Lowest-Observed-Adverse-Effect Level), ( $\mu\text{g}/\text{kg-pc}/\text{jour}$  ou  $\text{mg}/\text{kg-pc}/\text{jour}$ )
- **pc** : poids corporel (kg-pc)
- **RSC** : contribution relative de la source (%)
- **UF** : facteur d'incertitude
- **W** : consommation d'eau par jour (L/j).

Les valeurs par défaut de ces paramètres sont les suivantes :

- Poids corporel (pc) : 70 kg-pc
- Contribution relative de la source (RSC) : entre 20% et 80%
- Consommation journalière (W) : 2 litres/jour

Les valeurs par défaut du facteur d'incertitude sont de :

- 10 pour tenir compte de l'extrapolation inter-espèces,
- 10 pour tenir compte de l'incertitude sur la durée subchronique de l'étude principale,
- 10 pour tenir compte de la présence potentielle d'individus plus sensibles,
- 10 pour l'extrapolation de la LOAEL vers la NOAEL.

b) *Détermination de l'objectif de concentration pour les substances chimiques cancérogènes*

Pour les effets cancérogènes, la concentration protégeant la santé publique est déterminée à partir de la relation dose-effet sans seuil estimée pour la substance considérée, en utilisant la formule suivante :

$$C = (pc \times R) / (CSF \times W)$$

avec :

- **C** : concentration assurant la protection de la santé publique (mg/L)
- **pc** = poids corporel (kg-pc)
- **R** = niveau *de minimis*<sup>4</sup> pour l'excès individuel de cancer vie entière
- **CSF** = facteur de risque (cancer slope factor) (mg/kg-pc/jour)<sup>-1</sup>
- **W** = consommation d'eau journalière (L/j)

Les valeurs par défaut de certains paramètres sont les suivantes :

- Poids corporel (pc) : 70 kg-pc
- Niveau *de minimis* pour l'excès individuel de cancer vie entière (R) : 10<sup>-6</sup>
- Consommation journalière (W) : 2 litres/jour

c) *Exemples d'objectifs de concentration*

**Benzène**

L'étude réalisée pour déterminer les objectifs de concentration pour le benzène a été finalisée en juin 2001 [11].

Pour les effets hématotoxiques du benzène, la concentration permettant de protéger la santé publique est évaluée à **0,026 mg/L**, sur la base des hypothèses suivantes :

---

<sup>4</sup> La terminologie "*de minimis*" est celle utilisée dans le document relatif à la fixation des objectifs de concentration pour le benzène [10]. Le document relatif à l'uranium utilise la terminologie "risque individuel vie entière insignifiant" ("negligible lifetime individual risk") [12]. Le document relatif au cadmium utilise la terminologie "risque de cancer" sans plus de précision [9]. A noter que la terminologie "*de minimis*" est également utilisée dans la procédure décrivant les mécanismes de fixation des valeurs limites de concentration à partir des objectifs [13].

- Niveau de concentration sans effet observé (NOAEL) : 0,087 mg/kg-pc/jour. Cette valeur est déduite d'une étude épidémiologique concernant les travailleurs exposés dans une raffinerie pendant 21 ans, en ajustant la valeur obtenue dans l'étude pour une exposition continue de la population générale.
- Poids corporel : 70 kg-pc.
- Contribution relative de la source (RSC) : valeur par défaut de 20%.
- Facteur d'incertitude (UF) : 10 pour tenir compte de la variabilité inter-individus.
- Consommation d'eau quotidienne : 4,7 litres par jour. La valeur par défaut est normalement 2 litres d'eau par jour. Cependant, l'OEHHA tient compte des estimations provenant d'études sur les habitations présentant de l'eau du robinet contaminée au benzène qui indiquent qu'il existe une exposition supplémentaire par inhalation et exposition dermique (par exemple lors des douches). Cette exposition supplémentaire est traduite en équivalent consommation d'eau de 4,7 litres par jour.

Pour les effets cancérogènes, la concentration permettant de protéger la santé publique est évaluée à  **$1,5 \cdot 10^{-4}$  mg/L**, sur la base des hypothèses suivantes :

- Poids corporel : 70 kg-pc
- Niveau *de minimis* pour l'excès individuel de cancer vie entière :  $10^{-6}$
- Facteur de risque (cancer slope factor) :  $0,1 \text{ (mg/kg-pc/jour)}^{-1}$ . Cette valeur est estimée à partir de l'intervalle de confiance à 95% du risque vie entière de leucémie estimé pour la population générale exposée au benzène 24 heures par jour et 365 jours par an.
- Consommation d'eau quotidienne : de même que pour l'estimation de la concentration de benzène relative aux effets non toxiques, une consommation quotidienne équivalente de 4,7 litres est retenue pour tenir compte de l'exposition par inhalation ou contact dermique lors de l'utilisation d'eau contaminée au benzène.

L'objectif de concentration répondant aux objectifs de santé publique (PHG) est finalement fixé pour le benzène à  **$1,5 \cdot 10^{-4}$  mg/L**, sur la base des estimations de risque de cancer, en notant que cette valeur englobe celle obtenue en ne considérant que les effets toxiques.

## Cadmium

Pour les effets toxiques non cancérogènes du cadmium, l'OEHHA propose une concentration satisfaisant les objectifs de santé publique de **0,07 µg/L** sur la base des valeurs de paramètres suivantes [10] :

- Dose la plus faible à laquelle un effet a été observé (LOAEL) : 1 µg/kg-pc/jour , basée sur une étude de 1990 portant sur la population générale (cette valeur est préférée à celle de 140 µg/jour résultant d'une étude épidémiologique sur les travailleurs, pour s'affranchir de l'effet des "travailleurs en bonne santé").
- Contribution relative de la source (RSC) : 20% en considérant que l'exposition au cadmium provient généralement de l'alimentation.
- Facteur d'incertitude total (UF) : 100 (10 pour la protection des individus sensibles et 10 pour l'extrapolation de la LOAEL vers la NOAEL).

Pour les effets cancérogènes du cadmium, une relation dose-effet sans seuil pour l'ingestion a été établie sur la base de données animales. Le facteur de risque retenu est de 0,38 (mg/kg-pc/jour)<sup>-1</sup>. En considérant un poids corporel de 70 kg-pc et une consommation d'eau de 2 L/jour, la concentration est de **0,092 µg/L** pour un risque de cancer vie entière de 10<sup>-6</sup>.

En conclusion de l'étude, l'OEHHA retient la concentration la plus contraignante, à savoir celle permettant de protéger la population contre les effets non cancérogènes (**0,07 µg/L**) [10].

## Nickel

L'objectif de concentration en nickel assurant la protection de la santé publique est proposé à **0,012 mg/L** (12 µg/L) pour les composants solubles du nickel [12]. Cette valeur est obtenue sur la base des effets toxiques non cancérogènes des composants solubles du nickel (en estimant que c'est cette forme du nickel qui représente la principale source d'exposition via l'eau de boisson).

Les valeurs des paramètres utilisés dans l'estimation du risque sont les suivantes :

- Niveau de concentration sans effet observé (NOAEL) : 1120 µg Ni/kg-pc/jour. Cette valeur est déduite de trois études de toxicité sur les rats.
- Poids corporel : 70 kg
- Contribution relative de la source (RSC) : 30%

- Facteur d'incertitude (UF) : 10 (pour tenir compte de la potentialité d'effets cancérogènes dus au nickel soluble)
- Consommation d'eau quotidienne : 2 litres d'eau par jour.

### **Radionucléides - Uranium**

Les valeurs guides de l'Uranium ont été établies en 2001, en fonction des estimations de risque de cancer publiées par l'EPA et de données spécifiques à la Californie concernant les ratios des isotopes de l'uranium dans l'eau [13]. La valeur guide proposée est de 0,5 ppb, soit **0,43 pCi/L** (ou 0,016 Bq/L) pour l'uranium naturel dans l'eau de boisson, basée sur un risque "insignifiant" de cancer vie entière de  $10^{-6}$ . Cette valeur a été préférée à celle qui permet de prévenir les effets toxiques rénaux de l'uranium (0,24 pCi/L) en raison de la meilleure fiabilité des données sur les effets cancérogènes.

Pour les effets toxiques rénaux de l'uranium, l'objectif de concentration de 0,3 µg/L ou 0,24 pCi/L (en tenant compte de l'activité spécifique en Californie de 0,79 pCi/µg) correspond aux valeurs suivantes :

- Niveau le plus faible auquel un effet a été observé (LOAEL) : 0,06 mg/kg-pc/jour. Cette valeur provient d'une mise en évidence sur les rats de lésions sur les reins et le foie.
- Poids corporel (pc) : 70 kg
- Contribution relative de la source (RSC) : 40 %
- Facteur d'incertitude (UF) : 3000. Ce facteur inclut un facteur 3 pour le passage de la LOAEL à la NOAEL, un facteur 10 pour la variabilité interindividuelle, un facteur 10 pour la variabilité inter-espèces et un facteur 10 pour l'extrapolation d'une étude sur 91 jours à une exposition sur la vie entière
- Consommation d'eau quotidienne : 2 litres d'eau par jour.

Pour les effets cancérogènes, la valeur guide de 0,43 pCi/L a été établie pour atteindre un risque vie entière de  $10^{-6}$ , en retenant un facteur de risque unitaire pour l'uranium dans l'eau de boisson en Californie de  $2,3 \cdot 10^{-6} (\text{pCi/L})^{-1}$ .

#### 2.1.4 Synthèse des démarches adoptées pour le calcul des valeurs guides dans l'eau

Les Tableaux 1 à 4 ci-après synthétisent les démarches adoptées par l'OMS, l'US-EPA et l'OEHHA de façon générique pour le calcul des valeurs guides dans l'eau, ainsi que les hypothèses retenues pour le calcul des valeurs spécifiques au benzène, au cadmium, au nickel et aux radionucléides.

En ce qui concerne la démarche générique de fixation des valeurs guide, bien qu'étant fixées dans tous les cas sur des considérations de protection du public contre les effets sanitaires potentiels, une différence majeure existe entre l'US-EPA et les deux autres organismes étudiés (OMS et OEHHA) pour les effets cancérigènes des substances chimiques. En effet, la valeur guide fixée par l'US-EPA correspond à une absence d'effet sanitaire connu (ou supposé). Pour les substances cancérigènes auxquelles est associée une relation dose-effet sans seuil, la valeur guide est ainsi fixée à zéro. Les deux autres organismes considèrent pour ces substances un niveau de risque sur la vie entière "acceptable" pour assurer la protection du public, à savoir  $10^{-5}$  pour l'OMS et  $10^{-6}$  pour l'OEHHA.

Pour les effets toxiques des substances chimiques, un seuil en-dessous duquel aucun effet n'est attendu peut être déterminé. Les trois organismes fixent la valeur guide en-dessous de ce seuil (déterminé, selon les données disponibles, par la dose la plus faible à laquelle un effet a été observé (LOAEL) ou la dose sans effet observé (NOAEL)), en adoptant des hypothèses pour la consommation d'eau journalière, le poids corporel moyen et les facteurs d'incertitude. Les valeurs par défaut de ces paramètres sont reprises dans le Tableau 1. Ces valeurs sont sujettes à modification selon les caractéristiques des substances considérées (voir notamment le cas du benzène dans le Tableau 2).

Quand une substance chimique présente à la fois des effets cancérigènes et des effets toxiques non cancérigènes, la valeur guide correspond (pour l'OMS et l'OEHHA) à la valeur la plus faible entre celle permettant de se protéger de façon certaine contre les effets toxiques et celle correspondant au niveau de risque vie entière de cancer retenue par l'organisme.

**Tableau 1. Démarche générique adoptée par l'OMS, l'US-EPA et l'OEHHA pour la fixation des valeurs guides de qualité de l'eau**

Organisme	Effets cancérogènes	Effets non cancérogènes (valeurs par défaut des paramètres) *
<b>OMS :</b> valeur guide pour la qualité de l'eau	Valeur guide correspondant à un risque individuel de cancer vie entière de $10^{-5}$ .	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Valeur fixée à partir de NOAEL/LOAEL</li> <li>- Consommation d'eau : 2 litres/jour</li> <li>- Poids corporel : 60 kg</li> <li>- Contribution relative de la source : 10%</li> <li>- Facteur d'incertitude compris entre 1 et 10 par source d'incertitude :               <ul style="list-style-type: none"> <li>- La variation inter-espèces</li> <li>- La variation intra-espèces</li> <li>- L'adéquation des études ou des bases de données</li> <li>- La nature ou la gravité des effets</li> </ul> </li> </ul>
<b>US-EPA :</b> objectif de concentration maximal (MCLG) sans effet sanitaire	MCLG fixé à 0 pour les cancérogènes avec relation dose-effet sans seuil.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Valeur fixée à partir de NOAEL/LOAEL</li> <li>- Consommation d'eau : 2 litres/jour</li> <li>- Poids corporel : 70 kg</li> <li>- Contribution relative de la source : 20%</li> <li>- Facteurs d'incertitude identiques à l'OMS</li> </ul>
<b>OEHHA :</b> objectif de concentration pour la protection de la santé publique (PHG)	PHG correspondant à un risque individuel de cancer vie entière de $10^{-6}$ (valeur par défaut).	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Valeur fixée à partir de NOAEL/LOAEL</li> <li>- Consommation d'eau : 2 litres/jour</li> <li>- Poids corporel : 70 kg</li> <li>- Contribution relative de la source : 20% à 80%</li> <li>- Facteurs d'incertitude identiques à l'OMS (valeur par défaut : 10)</li> </ul>

\* *NOAEL : Niveau de concentration (ou de dose) auquel aucun effet sanitaire n'a été observé*  
*LOAEL : Niveau de concentration (ou de dose) le plus faible auquel un effet sanitaire a été observé*

**Tableau 2. Hypothèses retenues pour la fixation des valeurs guides de qualité de l'eau pour le benzène et le cadmium**

	Effets cancérogènes				Effets toxiques						Valeur guide retenue **
	Facteur de risque unitaire	Consom <sup>•</sup> d'eau /jour	Poids corp.	Facteur de risque pour l'eau	NOAEL, LOAEL ou DJT *	Poids corp.	Facteur d'incertitude	Contrib <sup>•</sup> de la source	Consom <sup>•</sup> d'eau /jour	Concentration sans effet sanitaire	
<b>BENZENE</b>											
OMS	NP	NP	NP	$10^{-6}$ ( $\mu\text{g/L}$ ) <sup>-1</sup>	Effets toxiques présentés mais non considérés dans le calcul de la valeur guide						<b>10 <math>\mu\text{g/L}</math></b> (risque vie entière : $10^{-5}$ )
US-EPA	<u>Données IRIS</u> de $1,54 \cdot 10^{-5}$ à $5,45 \cdot 10^{-5}$ ( $\mu\text{g/kgpc/jour}$ ) <sup>-1</sup>	<u>Données IRIS</u> 2 litres	<u>Données IRIS</u> 70 kg	<u>Données IRIS</u> $4,7 \cdot 10^{-7}$ à $1,6 \cdot 10^{-6}$ ( $\mu\text{g/L}$ ) <sup>-1</sup>	Effets toxiques non considérés dans le calcul de la valeur guide						<b>0 <math>\mu\text{g/L}</math></b> (risque vie entière : nul)
OEHHA	0,1 ( $\text{mg/kg-pc/jour}$ ) <sup>-1</sup>	4,7 litres	70 kg	$7,4 \cdot 10^{-6}$ ( $\mu\text{g/L}$ ) <sup>-1</sup>	NOAEL : 0,087 mg/kg-pc/jour	70 kg	10	20%	4,7 litres	<b>0,026 mg/L</b>	<b>0,15 <math>\mu\text{g/L}</math></b> (risque vie entière : $10^{-6}$ )
<b>CADMIUM</b>											
OMS	risque de cancer non reconnu par voie orale				DJT : 1 $\mu\text{g/kg-pc/jour}$	60 kg	inclus dans DJT	10%	2 litres	<b>0,003 mg/L</b>	<b>0,003 mg/L</b>
US-EPA	risque de cancer non reconnu par voie orale (IRIS)				<u>Données IRIS</u> NOAEL : 5 $\mu\text{g/kg-pc/jour}$ DJT (eau) : 0,5 $\mu\text{g/kg-pc/jour}$ (avec FI=10)	NP	NP	NP	NP	NP	<b>0,005 mg/L</b>
OEHHA	0,38 ( $\text{mg/kg-pc/jour}$ ) <sup>-1</sup>	2 litres	70 kg	$1,09 \cdot 10^{-5}$ ( $\mu\text{g/L}$ ) <sup>-1</sup>	LOAEL : 1 $\mu\text{g/jour}$	70 kg	100	20%	2 litres	<b>0,07 <math>\mu\text{g/L}</math></b>	<b>0,07 <math>\mu\text{g/L}</math></b>

\* NOAEL : Niveau de concentration (ou de dose) auquel aucun effet sanitaire n'a été observé

LOAEL : Niveau de concentration (ou de dose) le plus faible auquel un effet sanitaire a été observé

DJT : dose journalière tolérable (calculée généralement à partir du NOAEL ou LOAEL en appliquant un facteur d'incertitude

\*\* Le risque vie entière d'excès de cancer correspondant à la valeur guide est indiqué quand celle-ci a été déterminée pour prévenir les effets cancérogènes.

\*\*\* NP : donnée non précisée dans les documents relatifs aux valeurs guides étudiés (pour l'EPA, remplacée par les données de la base IRIS quand disponibles)

**Tableau 3. Hypothèses retenues pour la fixation des valeurs guides de qualité de l'eau pour le nickel**

	Effets cancérogènes	Effets toxiques *						Valeur guide retenue
		NOAEL**	Poids corp.	Facteur d'incertitude	Contrib* de la source	Consom* d'eau /jour	Concentration sans effet sanitaire	
<b>NICKEL</b>								
<b>OMS</b>	<i>risque de cancer non démontré par voie orale</i>	NOAEL : 5 mg/kg-pc/jour	NP	NP	NP	NP	0,02 mg/l	<b>0,02 mg/l</b>
<b>US-EPA</b>	<i>risque de cancer non démontré par voie orale</i>	NP	NP	NP	NP	NP	NP	<b>0,1 mg/l</b> (valeur en cours de révision)
<b>OEHHA</b>	<i>potentialité de cancer, incluse dans les facteurs d'incertitude appliqués à la NOAEL</i>	NOAEL : 1120 µgNI/kg-pc/jour (composés solubles)	70 kg	10	30%	2 litres	<b>0,012 mg/l</b>	<b>0,012 mg/l</b>

\* NP : donnée non précisée dans les documents relatifs aux valeurs guides étudiés

\*\* NOAEL : Niveau de concentration (ou de dose) auquel aucun effet sanitaire n'a été observé

**Tableau 4. Hypothèses retenues pour la fixation des valeurs guides pour les radionucléides**

	Effets cancérogènes	Effets toxiques					Valeur guide retenue
		LOAEL*	Poids corp.	Facteur d'incertitude	Contrib* de la source	Consom* d'eau /jour	
<b>RADIONUCLÉIDES</b>							
OMS général	<i>relation dose-effet : <math>5 \cdot 10^{-2}/Sv</math></i>	<i>non considérés</i>					<b>0,1 mSv / an</b> (risque vie entière **: $3,5 \cdot 10^{-4}$ )
Activité Alpha	<i>relation dose-effet : <math>5 \cdot 10^{-2}/Sv</math></i>	<i>non considérés</i>					<b>0,1 Bq/L</b>
Activité Beta	<i>relation dose-effet : <math>5 \cdot 10^{-2}/Sv</math></i>	<i>non considérés</i>					<b>1 Bq/L</b>
US-EPA Radium 226 - 228	<i>relation dose-effet linéaire sans seuil</i>	<i>non considérés</i>					<b>0 Bq/L</b> (risque vie entière nul)
Activité Alpha	<i>relation dose-effet linéaire sans seuil</i>	<i>non considérés</i>					<b>0 Bq/L</b> (risque vie entière nul)
Activité Beta	<i>relation dose-effet linéaire sans seuil</i>	<i>non considérés</i>					<b>0 Bq/L</b> (risque vie entière nul)
Uranium	<i>Pour 20 µg/L, en retenant un <u>facteur de conversion entre la concentration massique et l'activité de 1,5 pCi/µg</u>, l'EPA estime que le risque de cancer vie entière serait légèrement inférieur à <math>10^{-4}</math>.  D'où, un risque unitaire de l'ordre de <math>5 \cdot 10^{-6} (\mu g/L)^{-1}</math>.</i>	<i>LOAEL : 60 µg/kg-pc/jour</i>	70	100	80 %	2	<b>20 µg/L</b> (soit 13 pCi/L avec 1,5 pCi/µg)  <b>0 µg/L</b> (risque vie entière nul)
OEHHA Uranium	<b>Risque unitaire considéré par l'OEHHA : <math>2,3 \cdot 10^{-6} (pCi/L)^{-1}</math></b>  <i>Facteur de conversion en Californie : 0,79 pCi/µg, D'où un risque unitaire de <math>1,8 \cdot 10^{-6} (\mu g/L)^{-1}</math></i>	<i>LOAEL : 60 µg/kg-pc/jour</i>	70	3000	40%	2	<b>0,3 µg/L</b>  <b>0,24 pCi/L</b> (avec 0,79 pCi/µg)  <b>0,43 pCi/L</b> (risque vie entière **: $10^{-6}$ ) (soit 0,54 µg/L avec 0,79 pCi/µg)

\* LOAEL : Niveau de concentration (ou de dose) le plus faible auquel un effet sanitaire a été observé

\*\* Dans le cas des rayonnements ionisants, le risque vie entière correspond à une probabilité individuelle d'excès de cancer mortel sur la vie entière.

## **2.2. Fixation des valeurs limites d'exposition pour la qualité de l'eau**

### 2.2.1. Les valeurs limites fixées par l'US-EPA

Après avoir déterminé, sur la base des seuls effets sanitaires, un objectif de contamination dans l'eau (MCLG), l'EPA fixe le Niveau Maximum de Contaminant (Maximum Contaminant Level- MCL) autorisé dans l'eau délivrée par tout système public de distribution d'eau.

Ce niveau est fixé aussi près que possible de l'objectif, c'est-à-dire au niveau pouvant être atteint en utilisant la meilleure technologie ou les meilleures techniques de traitement disponibles, en tenant compte des coûts.

Le texte réglementaire relatif à la fixation des MCL comporte ainsi, non seulement les valeurs limites, mais également une liste des meilleures technologies disponibles pour atteindre la limite selon l'élément chimique considéré [5].

Dans le cas de la réglementation sur l'uranium, le texte du Federal Register qui explique comment les valeurs ont été fixées, mentionne que, bien que la valeur la plus proche de l'objectif pouvant être atteinte soit de 20 µg/L, la valeur limite est fixée à 30 µg/L [9]. Un argumentaire basé sur une analyse coût-bénéfice mettant en comparaison le nombre de cancers évités et le coût nécessaire pour passer de 30 à 20 µg/L est détaillé et chiffré, concluant que les coûts pour atteindre la valeur de 20 µg/L seraient trop élevés par rapport aux bénéfices sanitaires escomptés.

Les valeurs limites retenues pour le benzène, le cadmium, le nickel et les radionucléides sont présentées dans le Tableau 5. La valeur limite du nickel est donnée à titre indicatif. Elle correspond à la valeur fixée avant 1995, date à laquelle elle a été supprimée de la réglementation pour révision. Le Tableau reprend à titre de comparaison les objectifs de concentration (MCLG) qui, rappelons-le, correspondent aux niveaux qui garantissent l'absence d'effet sanitaire. Enfin, pour les substances considérées comme cancérogènes et pour lesquelles une relation dose-effet est disponible, le risque individuel de cancer vie entière correspondant aux valeurs limites de ces substances est indiqué (il est estimé à partir des facteurs de risque présentés dans les Tableaux 2 et 4).

**Tableau 5. Valeurs limites dans l'eau fixées par l'US-EPA pour le benzène, le cadmium, le nickel et les radionucléides**

Elément	Objectif de concentration - MCLG	Valeur limite dans l'eau - MCL
Benzène	0 mg/L (risque nul)	<b>0,005 mg/L</b> (risque vie entière entre $2$ et $8 \cdot 10^{-6}$ )
Cadmium	0,005 mg/L	<b>0,005 mg/L</b>
Nickel *	0,1 mg/L	<b>0,1 mg/L</b>
Combinaison Radium-226 et Radium-228	0 pCi/L (risque nul)	<b>5 pCi/L</b> (0,185 Bq/L) (risque vie entière de l'ordre de $1 \cdot 10^{-4}$ )**
Activité Alpha (hors radon et uranium)	0 pCi/L (risque nul)	<b>15 pCi/L</b> (0,555 Bq/L)
Activité Beta et Photons	0 pCi/L (risque nul)	<b>4 mrem/an</b> (40 $\mu$ Sv/an)
Uranium	0 pCi/L (risque nul)	<b>30 <math>\mu</math>g/L</b> (risque vie entière de l'ordre de $1 \cdot 10^{-4}$ )**

\* La valeur limite du nickel a été supprimée en 1995 pour révision

\*\* Ce niveau de risque correspond à celui retenu dans l'analyse coût-bénéfice présentée dans le texte associé à la réglementation [9]. Il correspond à un risque vie entière de cancer mortel.

### 2.2.2. Les valeurs limites fixées par le Département des Services Sanitaires de Californie

L'Etat de Californie adopte ses propres valeurs limites, fixées par le Département des Services Sanitaires (DHS - Department of Health Services), à partir des données fournies par l'OEHHA concernant les valeurs correspondant aux objectifs de santé publique (PHG) présentés précédemment.

Une méthodologie a été adoptée par le DHS pour réviser les valeurs limites de contaminants [14]. Cette procédure inclut une analyse coût-bénéfice qui, dans la mesure du possible, reflète les coûts et bénéfices supplémentaires qui seraient dus à une modification à la baisse des valeurs limites existantes. Le processus de révision comporte aussi une évaluation de la faisabilité de la quantification des concentrations en-dessous des niveaux actuels de mesure. Ces niveaux correspondent aux limites de détection des éléments chimiques dans l'eau.

Pour l'analyse coût-bénéfice, le bénéfice correspond aux effets sanitaires théoriquement évités par une modification de la valeur limite. Pour les cancérrogènes, le nombre

théorique de cancer évité est déterminé en fonction du risque théorique estimé, de la concentration en contaminants, et de la population exposée à des concentrations comprises entre la valeur limite actuelle et la nouvelle valeur proposée. Pour les effets non cancérogènes, on détermine uniquement le nombre de personnes qui seraient exposées entre la valeur limite actuelle et la nouvelle valeur proposée.

L'évaluation du coût est basée sur les coûts supplémentaires associés au traitement de l'eau et à son contrôle. Les traitements possibles correspondent à ceux de la meilleure technologie disponible.

Les valeurs limites actuelles du benzène, du cadmium, du nickel et de certains radionucléides sont présentées dans le Tableau 6. Les valeurs guides proposées par l'OEHHA sont également indiquées, ainsi que les niveaux de risque de cancer vie entière associés aux valeurs limites (si disponibles). Ces niveaux de risque ont été calculés à partir des relations dose-effet retenues par l'OEHHA pour les effets cancérogènes lors de la détermination des objectifs de santé publique (PHG) présentées précédemment. Rappelons que les PHG sont basées sur les études d'effets sanitaires les plus récentes et les coefficients de risques retenus pour leur établissement ne sont pas forcément ceux qui étaient connus lors de l'établissement des valeurs limites actuellement en cours.

**Tableau 6. Valeurs limites dans l'eau fixées par le DHS (Californie) pour le benzène, le cadmium, le nickel et les radionucléides**

Élément	Objectif de santé publique - PHG	Valeur limite dans l'eau - MCL
Benzène	0,00015 mg/L (risque vie entière : $10^{-6}$ )	<b>0,001 mg/L</b> (risque vie entière* : $7,4 \cdot 10^{-6}$ )
Cadmium	0,00007 mg/L (risque vie entière : $7,6 \cdot 10^{-7}$ )	<b>0,005 mg/L</b> (risque vie entière : $5,5 \cdot 10^{-5}$ )
Nickel	0,012 mg/L	<b>0,1 mg/L</b>
Combinaison Radium-226 et Radium-228	-	<b>5 pCi/L</b> (0,185 Bq/L)
Strontium 90	-	<b>8 pCi/L</b> (0,296 Bq/L)
Tritium	-	<b>20 000 pCi/L</b> (740 Bq/L)
Uranium	0,43 pCi/L (0,016 Bq/L) (risque vie entière : $10^{-6}$ )	<b>20 pCi/L</b> (0,740 Bq/L) (risque vie entière : $4 \cdot 10^{-5}$ )

\* Le risque individuel de cancer vie entière indiqué sous les valeurs limites est obtenu en appliquant les facteurs de risques utilisés lors de la détermination des PHG. Dans le cas des radionucléides, il s'agit d'un risque de cancer fatal.

### 2.2.3. Les valeurs limites fixées par le Conseil de l'Union Européenne

La Directive du Conseil de l'Union Européenne n°98/83/CE du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine abroge la Directive précédente de 1980 (Directive 80/778/CEE du 30 Août 1980), afin *"de l'adapter au progrès scientifique et technique"* [15].

Le préambule de cette nouvelle Directive précise que *"les valeurs paramétriques reposent sur les connaissances scientifiques disponibles"* et que *"le principe de précaution a été pris en considération"*. *"Ces valeurs ont été choisies pour garantir que les eaux destinées à la consommation humaine peuvent être consommées sans danger pendant toute une vie. Elles offrent donc un degré élevé de protection sanitaire."*

Par ailleurs, il est également précisé que *"les normes sont basées d'une manière générale sur les orientations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) relatives à la qualité des eaux potables et sur l'avis du comité scientifique consultatif de la Commission pour l'examen de la toxicité et de l'écotoxicité des composés chimiques."*

Le Tableau 7 présente les normes retenues pour le benzène, le cadmium, le nickel et certains radionucléides, ainsi que, à des fins de comparaison, les valeurs guides de l'OMS. Ces normes correspondent à des "exigences minimales". Les Etats membres peuvent, s'ils le souhaitent, établir des normes plus contraignantes.

**Tableau 7. Valeurs limites dans l'eau de boisson fixées par le Conseil de l'Union Européenne pour le benzène, le cadmium, le nickel et certains radionucléides**

Elément	OMS Valeur guide	Directive européenne 98/83/CE Valeur limite dans l'eau
Benzène	0,010 mg/L (risque vie entière : $10^{-5}$ )	<b>0,001 mg/L</b> (risque vie entière* : $10^{-6}$ )
Cadmium	0,003 mg/L	<b>0,005 mg/L</b>
Nickel	0,02 mg/L	<b>0,02 mg/L</b>
Tritium	-	<b>100 Bq/L</b>
Dose totale indicative (hors Tritium, Potassium-40, radon et descendants du radon)	0,1 mSv/an (risque vie entière : $3,5 \cdot 10^{-4}$ )	<b>0,1 mSv/an</b> (risque vie entière : $3,5 \cdot 10^{-4}$ )

\* Le risque individuel de cancer vie entière indiqué sous les valeurs limites est calculé sur la base des facteurs de risque retenus par l'OMS lors de la détermination de la valeur guide. Pour les radionucléides, il s'agit d'un risque vie entière de cancer fatal.

#### 2.2.4. Synthèse des valeurs limites d'exposition adoptées pour la qualité de l'eau de boisson

Le Tableau 8 reprend l'ensemble des valeurs limites présentées précédemment, en y associant la valeur guide proposée par l'organisme, et les valeurs de risque de cancer vie entière. Les valeurs de risque de cancer vie entière indiquées sous les valeurs limites sont celles obtenues en considérant le facteur de risque unitaire considéré par chaque organisme lors de la détermination de la valeur guide.

**Tableau 8. Synthèse des valeurs guides et des valeurs limites dans l'eau de boisson pour certains radionucléides**

Elément	Valeur guide OMS	Valeur Limite CE	Valeur guide US-EPA	Valeur limite US-EPA
<b>Benzène</b>	0,010 mg/L (risque* : $10^{-5}$ )	<b>0,001 mg/L</b> (risque* : $10^{-6}$ )	0 mg/L (risque nul)	<b>0,005 mg/L</b> (risque* entre 2 et $8 \cdot 10^{-6}$ )
<b>Cadmium</b>	0,003 mg/L	<b>0,005 mg/L</b>	0,005 mg/L	<b>0,005 mg/L</b>
<b>Nickel</b>	0,02 mg/L	<b>0,02 mg/L</b>	0,1 mg/L <sup>(a)</sup>	<b>0,1 mg/L</b> <sup>(a)</sup>
<b>Radionucléides</b>				
Dose totale indicative	0,1 mSv/an (risque* : $3,5 \cdot 10^{-4}$ )	<b>0,1 mSv/an</b> (risque* : $3,5 \cdot 10^{-4}$ )	-	-
Activité Alpha	0,1 Bq/L	-	0 pCi/L <sup>(b)</sup> (risque nul)	<b>15 pCi/L</b> (0,555 Bq/L)
Activité Beta	1 Bq/L	-	0 pCi/L <sup>(c)</sup> (risque nul)	<b>4 mrem/an</b> (40 $\mu$ Sv/an)
Tritium	-	<b>100 Bq/L</b>	-	-
Combinaison Radium-226 et Radium-228	-	-	0 pCi/L (risque nul)	<b>5 pCi/L</b> (0,185 Bq/L) (risque* : $10^{-4}$ )
Strontium 90	-	-	-	-
Uranium			0 pCi/L (risque nul)	<b>30 <math>\mu</math>g/L</b> (risque* : $10^{-4}$ )

\* *risque individuel de cancer vie entière (pour les radionucléides, il s'agit du risque de cancer fatal)*

(a) *Les valeurs du nickel sont en cours de révision par l'EPA et ont été supprimées de la réglementation en 1995*

(b) *Activité Alpha hors radon et uranium*

(c) *Activité Beta et Photons*

### **3. DETERMINATION DES VALEURS LIMITES D'EXPOSITION POUR LA QUALITE DE L'AIR**

Le processus de fixation des valeurs limites d'exposition pour la qualité de l'air est de façon générale moins détaillé que celui concernant les valeurs limites pour la qualité de l'eau. Les deux étapes de fixation d'un objectif de concentration basé sur des considérations sanitaires, puis d'une valeur limite d'exposition intégrant d'autres considérations (faisabilité technique, économique,...) sont moins clairement énoncés que pour les valeurs de l'eau de boisson, notamment pour l'EPA et la Californie.

Nous présentons ici les valeurs guides proposées par l'OMS, et les valeurs limites d'exposition fixées par l'EPA et le Conseil de l'Union Européenne. A des fins de comparaison des niveaux de risque, nous présentons également, quand les données sont disponibles, les coefficients de risque retenus pour le benzène, le cadmium et le nickel.

#### **3.1. Les valeurs guides pour la qualité de l'air fixées par l'OMS**

##### **3.1.1. Démarche générique**

L'Organisation Mondiale de la Santé propose des valeurs guides pour la qualité de l'air ambiant pour 35 polluants [16]. Le premier objectif de ces recommandations est de fournir une base uniforme pour la protection de la santé publique et des écosystèmes contre les effets de la pollution de l'air, et d'éliminer ou de réduire à un minimum les expositions aux polluants reconnus pour être dangereux. Pour le passage de la valeur recommandée à une norme (ou limite), l'OMS indique qu'il est nécessaire de tenir compte de plusieurs autres facteurs, dont : les aspects légaux, la protection de populations spécifiques à risque, la participation des parties prenantes dans le processus de décision, les analyses coût-bénéfice ainsi que les procédures de mesure et de contrôle de l'air ambiant.

De façon générale, les valeurs guides proposées sont déterminées à partir des démarches suivantes :

- Pour les toxiques avec seuil, la valeur guide est basée sur le plus faible niveau de dose auquel des effets ont été observés, en tenant compte des cas où la chaîne alimentaire est la principale source d'exposition et où les émissions atmosphériques contribuent à la contamination des aliments.

- Pour les cancérrogènes génotoxiques, la valeur guide est indiquée en termes d'excès de risque unitaire. Les concentrations proposées correspondent à des risques de cancer sur la vie entière de  $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$  et  $10^{-6}$ .

### 3.1.2. Exemples de valeurs guides (benzène, cadmium, nickel)

Les valeurs présentées ici proviennent de la publication de l'OMS sur les valeurs guides pour l'Europe [16]. Cette publication ne précise pas l'ensemble des hypothèses retenues pour les paramètres nécessaires à la détermination des relations dose-effet. Nous ne présentons donc que le résultat final des évaluations.

#### **Benzène**

Les effets sanitaires les plus significatifs provoqués par une exposition prolongée au benzène sont les effets hématologiques, génotoxiques (ex: aberrations chromosomiques structurales et numériques) et carcinogènes. Tout en présentant les estimations de risque pour les deux premiers types d'effet, ce sont les effets cancérrogènes, et plus précisément le risque de leucémie qui sont pris en compte dans l'établissement des recommandations. Sur la base d'études épidémiologiques, et en utilisant des estimations de risque multiplicatif et un modèle d'exposition cumulée, le risque unitaire estimé pour une exposition sur la vie entière est compris entre  $1,4 \cdot 10^{-5}$  et  $2,4 \cdot 10^{-5}$  par partie par milliard selon les études utilisées. En appliquant le facteur de conversion (1 partie par million =  $3,2 \text{ mg/m}^3$ ), le risque unitaire est compris entre  $4,4 \cdot 10^{-6}$  et  $7,5 \cdot 10^{-6}$  par  $\mu\text{g/m}^3$ . Un modèle de risque additif donnerait des risques inférieurs.

Pour ses recommandations, l'OMS utilise la moyenne géométrique de l'intervalle des estimations de risque de leucémie, soit un excès de risque de leucémie vie entière de  $6 \cdot 10^{-6}$  pour  $1 \mu\text{g/m}^3$ . Les recommandations proposent trois concentrations de benzène dans l'air de 17, 1,7 et  $0,17 \mu\text{g/m}^3$ , respectivement associées à un excès de risque vie entière de  $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$  et  $10^{-6}$  [16].

#### **Cadmium**

Le cadmium est classé par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) dans le groupe 1 des cancérrogènes, en estimant qu'il existe suffisamment de preuves qu'une exposition par inhalation au cadmium puisse provoquer des cancers du poumon chez les humains et les animaux. Cependant, l'OMS considère qu'actuellement, aucun

facteur de risque fiable ne peut être déduit des études épidémiologiques, car celles-ci montrent une influence concomitante de l'exposition à l'arsenic, influence encore sujette à controverse.

Les recommandations de l'OMS sont ainsi principalement basées sur les effets toxiques rénaux provoqués par l'inhalation du cadmium ou son ingestion via l'alimentation. La concentration la plus faible donnant lieu à une augmentation de risque de dysfonctionnement des reins ou à un cancer du poumon suite à une exposition cumulative pendant un an au cadmium chez les travailleurs de l'industrie est estimée à  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour 8 heures d'exposition par jour. L'extrapolation à la vie entière (70 ans, 24 h d'exposition par jour) donne une valeur autour de  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les niveaux existants de cadmium dans l'air dans la plupart des zones urbaines ou industrielles sont de l'ordre d'un quinzième de cette valeur.

L'OMS considère par ailleurs qu'il a été constaté des effets rénaux dans des zones contaminées par des émissions de cadmium, et que, par conséquent, l'exposition au cadmium de certaines populations en Europe ne peut être augmentée sans mettre en danger les fonctions rénales.

Pour prévenir toute augmentation de cadmium dans les terres agricoles susceptible d'augmenter la contamination des générations futures par ingestion de produits de l'agriculture ou de l'élevage, la valeur guide est fixée à  $5 \text{ ng}/\text{m}^3$  en moyenne par an.

### **Nickel**

L'exposition par inhalation aux composés du nickel est reconnue cancérigène pour les humains. L'OMS base ses valeurs sur les études épidémiologiques réalisées sur des populations de travailleurs dans l'industrie. Les estimations les plus récentes donnent un excès de risque vie entière de  $3,8 \cdot 10^{-4}$  pour  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Les concentrations correspondant à un risque de  $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$  et  $10^{-6}$ , sont respectivement de l'ordre de 250, 25 et  $2,5 \text{ ng}/\text{m}^3$ .

### 3.2. Les normes de qualité de l'air fixées par l'EPA

#### 3.2.1. Les normes nationales de qualité de l'air

Aux Etats-Unis, la loi sur l'air (1990 Clean Air Act, [17]) demande à l'EPA d'établir des normes nationales de qualité de l'air ambiant (National Ambient Air Quality Standards - NAAQS) pour des polluants considérés nocifs pour la santé publique et l'environnement. Deux types de normes sont établies :

- Les normes principales (Primary Standards) fixent les limites permettant de protéger la santé publique, en incluant la santé des populations sensibles (telles que les asthmatiques, les enfants ou les personnes âgées).
- Les normes secondaires (Secondary Standards) fixent les limites permettant de protéger le bien-être du public, et incluent la protection contre la diminution de visibilité et les dommages sur les animaux, les cultures, la végétation et les bâtiments.

Les normes ont été établies pour 8 polluants, dénommés "criteria pollutants" : monoxyde de carbone (CO), dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>), ozone (O<sub>3</sub>), plomb (Pb), particules fines (PM 10 et PM 2.5) et dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>). Elles sont exprimées, selon les cas, en termes de concentration moyenne par heure, pour 3 heures, 8 heures, 24 heures, trimestrielles ou annuelles. Elles doivent être révisées tous les 5 ans.

Les normes principales sont fixées sur les seules considérations sanitaires sans tenir compte des coûts de mise en œuvre ou de la faisabilité technique [18]. Les régions qui respectent les normes sont désignées comme "zones de résultats obtenus" ("attainment areas"), celles qui ne les respectent pas sont qualifiées de "zones de résultats non obtenus" ("nonattainment areas"). Pour ces dernières, le Clean Air Act prévoit un ensemble de procédures dont notamment : la surveillance de la qualité de l'air, l'exigence pour les Etats de préparer des plans de mise en œuvre (State Implementation Plans - SIPs) pour atteindre les normes de concentration de polluants dans les zones concernées, ainsi que la fixation d'une date limite pour l'application de ces plans.

Le processus de fixation des normes prévu dans le Clean Air Act comporte plusieurs étapes (voir schéma en annexe 1) :

- La préparation d'un "criteria document" par les scientifiques de l'EPA. Ce document présente une revue de la littérature scientifique disponible sur les types et ordres de grandeur des effets résultant de la présence de polluants dans l'air ambiant.
- Un examen de ce document par un comité scientifique indépendant (Clean Air Scientific Advisory Commitee), composé de 7 membres et comportant au moins un membre de l'Académie des Sciences, un physicien et une personne représentant les agences de contrôle de pollution de l'air des Etats.
- La décision par l'Administration des normes finales.
- La publication des normes à des fins de consultation du public.
- La promulgation des normes finales.

### 3.2.2. Les évaluations de risque par inhalation pour le benzène, le cadmium et le nickel

En plus des polluants régulés par les normes nationales de qualité de l'air, le Clean Air Act a établi une liste de 189 polluants atmosphériques dangereux (voir Annexe 2). L'EPA est en charge de réglementer ces polluants. C'est une approche "par les installations" (identification des principales sources et fixation de valeurs limites d'émission par source) qui a été retenue, développée plus loin dans cette note (section 4). Cette approche est basée en partie sur les risques sanitaires associés aux divers polluants.

Nous présentons ici, à des fins de comparaison avec les autres organismes, les coefficients de risque retenus pour le cadmium et le nickel lors de l'établissement de valeurs guides pour les installations d'incinération de déchets dangereux [19], ainsi que les coefficients de risque retenus pour le benzène dans la base de données IRIS de l'EPA [6].

#### **Benzène**

Le benzène est classé par l'EPA dans le groupe A - Cancérogène certain pour l'homme - sur la base d'études épidémiologiques montrant une augmentation du risque de leucémie par inhalation.

Le risque unitaire évalué pour l'inhalation du benzène est compris entre  $2,2 \cdot 10^{-6}$  et  $7,8 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  sur la base des études épidémiologiques sur les travailleurs.

### **Cadmium**

Le cadmium est classé par l'EPA dans le groupe B1 - Cancérogène probable pour l'homme- sur la base d'études sur l'homme montrant une association possible entre l'exposition au cadmium et le cancer du poumon, et d'études animales montrant une augmentation de l'incidence du cancer du poumon.

Le risque unitaire évalué pour l'inhalation du cadmium est de  $1,8 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  sur la base des études épidémiologiques sur l'homme. Les études animales donnent un facteur de risque par inhalation de  $9,2 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ , estimation supérieure à celle dérivée des études sur l'homme, et par conséquent plus conservatrice. L'EPA estime cependant que la valeur obtenue à partir des données humaines est plus fiable.

### **Nickel**

Le nickel (plus exactement les poussières de nickel provenant des raffineries, qui sont un mélange de plusieurs composés du nickel) est classé par l'EPA dans le groupe A - Carcinogène certain pour l'homme - sur la base d'études épidémiologiques montrant une augmentation du risque de cancer du poumon et du nez par inhalation et d'études animales montrant une augmentation de l'incidence du cancer du poumon par inhalation et injection.

Le risque unitaire évalué pour l'inhalation du nickel est de  $2,4 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  sur la base des études épidémiologiques sur l'homme.

### 3.3. Les valeurs guides pour la qualité de l'air proposées par l'OEHHA (Californie)

#### 3.3.1. La démarche adoptée

L'Etat de Californie a adopté la même démarche que l'US-EPA pour la gestion de la qualité de l'air : une détermination de valeurs limites pour 11 polluants (3 polluants ont été rajoutés à ceux considérés par l'US-EPA : les particules réduisant la visibilité, les sulfates et le sulfure d'hydrogène).

Par ailleurs, un programme de gestion des substances toxiques dans l'air (California Air Toxics Program) a été établi. Ce programme prévoit l'analyse des substances potentiellement toxiques dans l'air, la détermination des effets sanitaires, l'identification des sources d'émission et la détermination de valeurs limites d'émission par source.

Nous présentons ici, à des fins de comparaison de risque pour les substances considérées dans cette note et d'illustration de méthodes d'évaluation des risques, la démarche adoptée par le Bureau d'évaluation des risques sanitaires environnementaux (OEHHA) de l'Etat de Californie dans le cadre du programme californien de gestion des substances toxiques dans l'air. Dans ce cadre, l'OEHHA a publié des recommandations pour l'évaluation du risque, en distinguant :

- "la détermination de niveaux d'exposition de référence pour une exposition aiguë aux toxiques dans l'air" (Acute Reference Exposure Levels) [20],
- "l'évaluation des facteurs de risque pour les substances cancérigènes" [21],
- "la détermination de niveaux d'exposition de référence pour une exposition chronique aux toxiques pour les effets non-cancérigènes" (Noncancer Chronic Reference Exposure Levels) [22],
- "l'évaluation des expositions et l'analyse stochastique" [23]. Ce document donne des recommandations sur les modèles pouvant être utilisés pour estimer les expositions selon les différentes voies d'exposition, et propose de réaliser des "analyses de risque stochastiques" tenant compte de l'incertitude sur les paramètres des modèles en intégrant des distributions de paramètres plutôt que des valeurs ponctuelles.

Les niveaux d'exposition de référence pour une exposition aiguë aux toxiques dans l'air donnent le niveau de concentration pour lequel aucun effet sanitaire n'est attendu pour une durée d'exposition spécifiée. Ces niveaux sont conçus pour protéger les individus les plus sensibles dans la population en incluant des marges de sécurité. Ils sont utilisés dans le programme de gestion des toxiques dans l'air comme des indicateurs des effets sanitaires nocifs potentiels des substances chimiques.

Les niveaux de référence pour une exposition chronique aux toxiques pour les effets non cancérogènes sont basés sur l'hypothèse de l'existence d'un seuil en-dessous duquel aucun effet ne survient. Ils ne s'appliquent pas pour la protection contre les effets cancérogènes ou contre les effets sanitaires nocifs pouvant être produits par des expositions de courte durée. Il est donc recommandé de considérer, dans l'évaluation de l'impact des substances chimiques, l'ensemble des effets possibles (effets cancérogènes et effets dus aux expositions aiguës).

### 3.3.2. Les valeurs guides pour le benzène, le cadmium et le nickel

Nous présentons ici les données relatives aux niveaux d'exposition de référence pour une exposition aiguë [20], pour une exposition chronique [22], ainsi que les facteurs unitaires de risque de cancer vie entière [21] pour le benzène, le cadmium et le nickel. Les hypothèses retenues pour les paramètres servant à l'estimation de ces valeurs ne sont pas présentées, étant donné que les informations similaires ne sont pas disponibles pour comparaison dans les autres organismes considérés dans cette note.

#### **Benzène**

- Niveau de référence pour l'exposition aiguë :  $1,3 \cdot 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne sur 6 heures. Ce niveau est basé sur des études animales sur les rats et concerne les effets sur le système de reproduction et sur le développement.
- Facteur unitaire de risque de cancer vie entière :  $2,9 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .
- Niveau de référence pour l'exposition chronique par inhalation :  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ce niveau, basé sur des études sur l'homme, concerne les effets sur le système hématopoïétique, sur le système nerveux et sur la croissance.

### **Cadmium**

- Facteur unitaire de risque de cancer vie entière :  $4,2 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .

### **Nickel**

- Niveau de référence pour l'exposition aiguë :  $6 \cdot 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne sur 1 heure. Ce niveau est basé sur des études sur l'homme et concerne les effets d'irritation respiratoire et sur le système immunitaire.
- Facteur unitaire de risque de cancer vie entière :  $2,6 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .
- Niveau de référence pour l'exposition chronique par inhalation :  $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ce niveau est basé sur des études animales et concerne les effets sur le système hématopoïétique et le système respiratoire.

## **3.4. Les valeurs limites de qualité de l'air fixées par le Conseil de l'Union Européenne**

### **3.4.1. La directive européenne sur l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant**

La Directive du Conseil n°96/62/CE du 27 septembre 1996 concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant<sup>5</sup> [24] prévoit la fixation de valeurs limites et de seuils d'alertes pour 13 polluants : anhydride sulfureux, dioxyde d'azote, particules fines telles que les suies (y compris PM 10), particules en suspension, plomb, ozone, benzène, monoxyde de carbone, hydrocarbures polycycliques aromatiques, cadmium, arsenic, nickel et mercure.

Les valeurs limites sont définies dans l'article 2 comme "*les niveaux fixés sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser une fois atteint*". Les facteurs à prendre en compte lors de la fixation des valeurs limites et des seuils d'alerte, cités à titre d'exemple dans l'annexe II de la Directive, sont les suivants :

---

<sup>5</sup> Cette directive est souvent référencée par l'acronyme de son titre anglais : Directive AQAM : Ambient Air Quality Assessment and Management

- degré d'exposition des populations, et notamment des sous-groupes sensibles,
- conditions climatiques,
- sensibilité de la faune et de la flore, et de leur habitat,
- patrimoine historique exposé aux polluants,
- faisabilité économique et technique,
- transport à longue distance des polluants.

Les cinq premiers polluants (dans l'ordre cité plus haut) ont fait l'objet d'une directive en 1999 pour fixer leurs valeurs limites [25]. La directive concernant le benzène et le monoxyde de carbone est parue en 2000 [26]. Ces deux directives prévoient les délais impartis aux Etats Membres pour atteindre les valeurs limites (entre 5 et 10 ans), ainsi que les marges de dépassement tolérées pendant cette période. Un processus de révision des valeurs limites doit être engagé 4 ans après la date de promulgation des directives.

#### 3.4.2. Les valeurs limites pour le benzène

La directive fixant les valeurs limites pour le benzène [26] précise que *"le benzène est un agent génotoxique cancérigène et il n'existe pas de seuil identifiable en-dessous duquel il ne présente pas de risques pour la santé humaine"*.

La valeur limite est fixée à **5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  en moyenne sur l'année civile. Elle doit être respectée le 1er janvier 2010.

Le Conseil de l'Union et la Commission Européenne ne publient pas, à notre connaissance, de données relatives aux coefficients de risque retenus pour la fixation de ces valeurs limites. Le seul document que nous ayons trouvé donnant quelques indications sur les données prises en compte dans le processus de fixation des valeurs limites a été produit par AEA Technology pour la Direction Générale Environnement de la Commission Européenne [27]. Ce rapport présente une évaluation économique des objectifs de qualité de l'air pour le monoxyde de carbone et le benzène. Il analyse les coûts et bénéfices associés à la fixation de différentes valeurs limites de qualité de l'air. Pour le benzène, les valeurs limites de 2, 5 et 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ont été étudiées. Les facteurs de risque unitaires considérés pour le calcul des effets sanitaires évités par la fixation de ces valeurs limites sont :  $5 \cdot 10^{-8}$  et  $5 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .

### **3.5. Synthèse des valeurs guides et des valeurs limites d'exposition pour la qualité de l'air**

L'OMS propose des valeurs guides pour la qualité de l'air pour une quarantaine de polluants atmosphériques en indiquant, pour les cancérogènes, trois valeurs correspondant à un risque vie entière d'excès de cancer de  $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$  et  $10^{-6}$ . Pour les agents non-cancérogènes ou ceux pour lesquels, malgré une reconnaissance d'effets cancérogènes, la relation dose-effet ne peut être établie, la valeur guide est fixée en moyenne sur des périodes de temps définies, de façon à éviter les effets nocifs connus.

L'US-EPA fixe des valeurs limites pour 8 polluants. Par ailleurs, une liste de substances toxiques a été établie. Pour ces substances, c'est une gestion du risque au niveau des installations qui est retenue, via la fixation de normes d'émission pour chaque type d'installation, déterminées après des évaluations de risques spécifiques (cette approche est détaillée en Section 4).

L'Etat de Californie adopte la même démarche que l'US-EPA : des valeurs limites sont fixées pour 11 polluants et un programme de fixation de valeurs d'émissions par installation a été engagé en adoptant une démarche d'évaluation du risque basée sur des estimations de risque vie entière pour les cancérogènes chimiques et sur la détermination de niveaux de référence pour les expositions aiguës et chroniques pour prévenir les effets non cancérogènes.

Le Conseil de l'Union Européenne a prévu de fixer des valeurs limites pour la qualité de l'air pour 13 polluants. A l'heure actuelle, ces valeurs ont été déterminées pour 7 d'entre eux. Cette démarche est complétée par une gestion à la source des émissions de polluants (Directive "IPPC" relative à la prévention et à la réduction intégrée de la pollution [28], présentée en Section 4).

Le Tableau 9 synthétise les principales informations recueillies concernant les valeurs de risque unitaire vie entière de cancer retenues dans les évaluations de risque et les valeurs guides ou valeurs limites de qualité de l'air pour le benzène, le cadmium et le nickel.

**Tableau 9. Synthèse des valeurs limites d'exposition pour la qualité de l'air et des données sur le risque sanitaire associées au benzène, au cadmium et au nickel**

	OMS	US-EPA	OEHHA	Union Européenne
<b>Benzène</b>				
Risque unitaire *	$6 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	entre $7,8 \cdot 10^{-6}$ et $2,2 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	$2,9 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	entre $5 \cdot 10^{-8}$ et $5 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$
"Norme" **	0,17 - 1,7 - 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (risque vie entière : $10^{-6}, 10^{-5}, 10^{-4}$ )	Pas de valeur	NRA : $1,3 \cdot 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur 6 heures  NRC : $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$5 \mu\text{g}/\text{m}^3$
<b>Cadmium</b>				
Risque unitaire *	risque de cancer dû à l'inhalation reconnu mais non quantifié	$1,8 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	$4,2 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	Non disponible
"Norme" **	$5 \text{ ng}/\text{m}^3$ sur l'année (< risque effets rénaux)	Pas de valeur	Pas de valeur	En cours de fixation
<b>Nickel</b>				
Risque unitaire *	$4 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	$2,4 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	$2,6 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	Non disponible
"Norme" **	2,5 - 25 - 250 $\text{ng}/\text{m}^3$ (risque vie entière : $10^{-6}, 10^{-5}, 10^{-4}$ )	Pas de valeur	NRA : $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur 1 heure  NRC : $50 \text{ ng}/\text{m}^3$	En cours de fixation

\* *Le risque unitaire correspond à l'estimation du risque de cancer vie entière par inhalation de la substance considérée. Cette estimation est publiée par l'organisme correspondant, sauf dans le cas du benzène pour l'Union Européenne, où la valeur indiquée est celle d'un rapport produit par AEA Technology pour la Commission Européenne DG XI.*

\*\* *Pour l'OMS, la norme est une valeur guide.*

*Pour l'OEHHA, sont indiqués dans les normes, les niveaux de référence correspondant aux expositions aiguës (NRA) et chroniques (NRC) pour prévenir les effets non cancérogènes.*

*Pour l'Union européenne, la norme correspond aux valeurs limites pour la qualité de l'air ambiant*

#### **4. LA FIXATION DES VALEURS LIMITES D'EMISSION : L'EXEMPLE DES PROGRAMMES D'AMELIORATION DE LA QUALITE DE L'AIR**

Une fois fixés les objectifs à atteindre en terme de limite de concentration dans l'air (ou dans l'eau) tels que présentés ci-dessus, il convient, pour pouvoir atteindre ces objectifs, de définir un cadre réglementaire articulant une approche d'amélioration de la qualité de l'air que l'on peut qualifier "par l'environnement" et une approche dite "par l'installation".

La logique de la qualité de l'environnement est souvent exprimée en termes de risque sanitaire résiduel à ne pas dépasser (ou à atteindre dans une logique de réduction des risques). Sur cette base, des objectifs de qualité sont fixés généralement pour l'ensemble d'une région. Afin de vérifier le respect de ces objectifs et d'orienter les programmes de protection, les administrations des Etats mettent en place des réseaux de surveillance (basés sur les mesures de la pollution en différentes zones). Une fois identifiées les pollutions dans les différentes zones, il importe de pouvoir faire la relation entre la pollution atteinte et les différentes sources émettrices de polluants. Cette étape renvoie à ce que l'on a qualifié d'approche "par l'installation".

Pour certains toxiques, la relation entre la source et le niveau de pollution dans une région donnée est relativement aisée à établir (c'est le cas par exemple de la présence de radioactivité dans l'environnement ou de certains composés chimiques à proximité d'une installation industrielle spécifique). Cependant, dans la plupart des cas, il est difficile d'attribuer à une installation spécifique (ou à une source "mobile") le niveau de pollution d'une région. Dès lors, les administrations doivent définir un cadre réglementaire, visant à restreindre les pollutions émises par une installation (ou une source) donnée, en vue de satisfaire les objectifs généraux fixés du point de vue de la qualité de l'environnement. Dans la pratique, ceci conduit à identifier les principales sources de pollutions et à estimer leur contribution à la pollution globale de l'environnement d'une région, puis à adopter des valeurs limites d'émission pour une installation ou une source, dans un contexte donné.

Tant la fixation de ces valeurs limites d'émission que l'identification de la contribution des différentes sources reposent en fait sur la capacité à évaluer les impacts liés aux émissions d'une installation ou d'une source. Selon les polluants, la modélisation demeure limitée, imposant alors une approche plus pragmatique pour articuler les approches par l'environnement et par l'installation. Cette approche pragmatique consiste

à s'interroger sur les niveaux de protection atteignables à partir des techniques disponibles dans les différents secteurs industriels et de mettre ceci en perspective avec les réductions de pollution obtenues au niveau régional.

Les sections suivantes présentent les démarches adoptées pour la qualité de l'air par l'EPA aux Etats-Unis et par la Commission Européenne.

#### **4.1. L'approche retenue par l'EPA pour la mise en œuvre du Clean Air Act aux Etats-Unis**

##### 4.1.1. Objectifs généraux du Clean Air Act

Historiquement, le Clean Air Act (CAA) a été adopté par le Congrès américain en 1970. A cette époque, l'objectif affiché du programme reposait sur la définition d'un niveau de "risque" général et des normes d'émissions avaient été définies par polluants.

En 1990, le Clean Air Act a été amendé et la philosophie entièrement révisée : la logique qui prévaut depuis cette date consiste à définir le programme d'amélioration de la qualité de l'air en partant des types d'installations et en définissant des niveaux d'émission de référence pour ces installations pour une liste de polluants donnée, en fonction des technologies disponibles pour réduire les émissions [17].

On notera que le Congrès stipule dans le CAA que la prévention de la pollution de l'air ainsi que le contrôle de cette pollution à la source relèvent en premier lieu de la responsabilité des Etats et des gouvernements locaux.

Parmi les objectifs du CAA, il existe une articulation entre des objectifs généraux tels que promouvoir la protection et l'amélioration de la qualité de l'air pour les Etats-Unis, dans le sens où la qualité de l'air constitue une ressource et contribue au développement de la santé publique et au bien-être de la population, et des objectifs de développement de la recherche et des outils financiers et techniques afin de favoriser la mise en œuvre des programmes dans les différents Etats.

Initialement, l'EPA a produit dans le cadre du CAA de 1970, des normes de qualité de l'air (dénommées : "national primary and secondary air quality standards") pour chaque polluant retenu. Il est stipulé que ces normes devaient être établies sur la base des dernières connaissances scientifiques et qu'elles devaient préciser, pour chaque polluant

retenu, les conséquences attendues en termes d'effets sur la santé ainsi que sur le bien-être pour les populations étant exposées à ces polluants. Pour évaluer la pertinence de ces normes, un comité scientifique indépendant a été constitué (voir section 3). L'EPA a dès lors la possibilité d'introduire de nouveaux produits sur la liste (ou d'en retirer), en fonction de l'état d'avancement des connaissances sur les effets sur la santé et le bien-être de ces produits, sur la base des évaluations de ce comité.

Progressivement, les limites d'une approche uniquement basée la fixation de critères de qualité de l'air au niveau d'une région sont apparues. En 1990, le CAA a introduit une double approche consistant à conserver la fixation d'objectifs en termes de risque pour la santé et le bien-être, et à introduire des modalités de régulation en termes de limitation d'émissions pour différents types d'installations. Ces limites de rejets sont établies sur la base d'analyses spécifiques des installations et donnent lieu à l'adoption de mesures d'incitation financière et de taxation pour les entreprises en fonction des objectifs à atteindre.

La révision du CAA a donc introduit un système reposant à la fois sur :

- la fixation d'objectifs de qualité de l'air (mesurée dans l'environnement) : l'EPA fixe des valeurs à ne pas dépasser pour les polluants afin que tous les américains bénéficient d'une qualité de l'air minimale ; ensuite chaque Etat peut adopter des valeurs plus contraignantes et doit présenter à l'Etat Fédéral les objectifs qu'il a adoptés et un bilan régulier (tous les 3 ans) de l'évolution de la qualité de l'air (la démarche adoptée pour la fixation de ces normes a été présentée en Section 3);
- la négociation de valeurs d'émissions pour chaque type d'installations (voire source mobile) et la mise en place de systèmes de régulation (taxe, incitation, permis,...) : la mise en œuvre du CAA est de la responsabilité de chaque Etat qui doit mettre en place des procédures permettant d'atteindre ses objectifs de qualité de l'air, lui laissant la possibilité d'introduire des processus de négociation avec les industriels locaux et les populations locales.

Dénommée "technology based approach", celle-ci reflète une volonté de mettre en place une réglementation aussi efficace que possible compte tenu des techniques de réduction des émissions disponibles pour les installations et les sources mobiles. Dans cette optique, les objectifs globaux de qualité de l'air ne sont là que pour donner des objectifs à atteindre, sans pour autant constituer les éléments centraux du processus

d'amélioration de la qualité de l'air. L'efficacité de la politique de protection de la qualité de l'air passe davantage par le biais des négociations et des fixations d'objectifs en termes d'émissions.

#### 4.1.2. Méthodes adoptées pour atteindre les objectifs du Clean Air Act

##### *Identification des produits prioritaires*

En 1970, le CAA a introduit 7 produits toxiques devant faire l'objet d'un suivi du point de vue de la pollution de l'air (l'ozone, les composés organiques volatiles, les oxydes d'azote, le monoxyde de carbone, les particules, le dioxyde de sulfure et le plomb). En 1990, la liste retenue a été étendue à 189 produits, puis limitée à 188 produits en 1996 (la liste publiée dans le CAA est reproduite en Annexe 2).

##### *Définition des "Maximum Achievable Control Technology"*

La révision de 1990 du CAA a donc introduit une logique de réduction des émissions guidée par la technologie. Ainsi, l'Administration doit déterminer, pour chaque groupe d'industries ou catégorie de sources, des technologies de référence dont la mise en œuvre limiterait les niveaux d'émission en fonctionnement normal des installations. La logique consiste à fixer, pour les polluants concernés par la réglementation, les taux d'émissions correspondant aux meilleures technologies disponibles pour les installations de même catégorie. L'objectif est d'adopter une réglementation qui soit raisonnable compte tenu de la situation existante et efficace au regard de la réduction de la pollution. De plus, cette réglementation évite de pénaliser, sur le plan économique, les industries ayant déjà mis en œuvre des systèmes de réduction des émissions.

Dans l'élaboration des technologies de référence (dénommée : "Maximum Achievable Control Technology" - MACT) pour une source spécifique, l'EPA identifie les niveaux d'émission obtenus dans les installations similaires les plus performantes par l'utilisation de systèmes de traitement, de procédures de contrôle, de procédures d'organisation du travail, ou d'autres méthodes. Ces niveaux d'émissions sont alors adoptés comme "niveaux MACT plancher". Au minimum, la technologie de référence (MACT) doit permettre d'atteindre le niveau d'émission plancher. Des niveaux plus stricts peuvent être adoptés par l'EPA si ils sont justifiés sur les plans économique, sanitaire ou environnemental.

Le niveau plancher est établi différemment pour les installations existantes et pour les nouvelles installations :

- Pour les installations existantes, le niveau plancher doit être égal à la moyenne des taux d'émissions actuellement atteints par les 12% des industries les plus performantes du même groupe d'industries. Ce calcul est effectué si il y a un minimum de 30 installations dans le groupe d'industries ; dans le cas contraire, la valeur moyenne est calculée seulement sur les 5 installations les plus performantes de ce groupe d'industries.
- Pour les nouvelles installations, le niveau plancher est déterminé sur la base de l'installation la plus performante de ce groupe d'industries.

Si possible, l'EPA exprime la technologie de référence (MACT) sous la forme de valeurs limites d'émission. Cette formulation laisse une certaine flexibilité à l'industrie pour la sélection des moyens les plus efficaces à mettre en œuvre pour atteindre les objectifs fixés par l'EPA.

En 2000, l'EPA a publié 45 technologies de référence, concernant 82 catégories d'industries telles que les usines chimiques, les raffineries, les industries aérospatiales, la métallurgie,... Les réductions d'émission de polluants demandées par rapport aux réglementations antérieures s'échelonnent entre 20 et plus de 70% selon les industries et le types de toxiques concernés.

#### *Dispositions complémentaires relatives au risque sanitaire*

Il convient de noter qu'au-delà de la fixation des technologies de référence et des niveaux d'émissions plancher, l'EPA doit tenir compte des connaissances concernant les niveaux seuils pour l'apparition d'effets sanitaires pour ces différents toxiques, et doit vérifier que les niveaux planchers induisent des concentrations dans l'environnement largement inférieures à ces seuils d'apparition des effets.

De plus, afin d'identifier des mesures complémentaires à adopter au-delà des technologies de référence pour des raisons sanitaires ou environnementales, l'EPA introduit un suivi de la situation comprenant :

- une évaluation des concentrations des toxiques dans l'environnement,
- un suivi et une évaluation du risque sanitaire résiduel.

Afin de renforcer les mesures d'amélioration de la qualité de l'air, l'EPA a adopté en juillet 1999 une stratégie pour la qualité de l'air urbain : "Integrated Urban Air Toxics Strategy". L'idée centrale est d'aborder de façon globale la question de la pollution de l'air dans les villes. Il apparaît que, même si individuellement un certain nombre de toxiques émis ne sont pas de nature à poser des problèmes sanitaires importants, la combinaison des différents toxiques émis par de multiples sources est de nature à engendrer une pollution significative dans les villes. La stratégie adoptée par l'EPA s'articule autour de trois objectifs :

- réduire de 75% l'incidence des cancers associés aux toxiques émis, dans l'air ambiant, par les grandes et petites industries ou sources ;
- réduire significativement les risques sanitaires autres que les cancers (notamment la réduction des naissances et les effets sur la reproduction) associés aux toxiques émis, dans l'air ambiant, par les petites industries ou sources ;
- prendre en compte les impacts disproportionnés des toxiques dans les zones urbaines, telles que les zones à fortes pollutions ou les zones défavorisées socialement.

La mise en œuvre de cette stratégie s'appuie à la fois sur l'identification des sources de pollution et des zones prioritaires, sur l'évaluation du risque et sur le développement de recherches, notamment des études épidémiologiques, permettant de mieux appréhender les risques sanitaires et environnementaux associés à ces pollutions urbaines.

## **4.2. L'approche retenue par la Commission Européenne pour l'amélioration de la qualité de l'air et son implémentation en France**

4.2.1. La directive européenne sur la qualité de l'air et la loi française sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie

### La Directive européenne n°96/62/CE

La Directive Européenne n°96/62/CE sur l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant adoptée le 27 septembre 1996 [24] a pour objectif général de définir les principes de base d'une stratégie commune visant à (art. 1) :

- *"définir et fixer des objectifs concernant la qualité de l'air ambiant dans la Communauté, afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs pour la santé humaine et pour l'environnement dans son ensemble,*
- *évaluer, sur la base de méthodes et de critères communs, la qualité de l'air ambiant dans les Etats membres,*
- *disposer d'informations adéquates sur la qualité de l'air ambiant et à faire en sorte que le public en soit informé, entre autres par des seuils d'alerte,*
- *maintenir la qualité de l'air ambiant, lorsqu'elle est bonne, et l'améliorer dans les autres cas".*

Dans une première phase, une liste limitative de 13 polluants jugés prioritaires a été adoptée dans la directive (voir section 3.4). Ces polluants doivent faire l'objet d'une "directive fille" qui doit déterminer, notamment, les valeurs limites de concentration pour la qualité de l'air ambiant et, si nécessaire, des seuils d'alertes. Une première directive fille a été adoptée en 1999 pour la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant [25]. Une deuxième directive fille a été proposée en 2000 concernant les valeurs limites du benzène et monoxyde de carbone dans l'air ambiant [26].

### La loi française sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie

La transposition dans la réglementation française de la Directive n°96/62/CE s'est traduite par l'adoption de la loi n°96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie [29]. Cette loi définit les conditions de surveillance de

l'environnement, les plans d'information, les modalités de fixation des valeurs limites ainsi que l'élaboration de plans d'amélioration de la qualité de l'air.

Les valeurs limites ou les seuils d'alerte (en termes de concentration dans l'air ambiant) doivent être fixés "*après avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, en conformité avec les valeurs définies par l'Union Européenne ou, à défaut, par l'Organisation Mondiale de la Santé*". Pour garantir le respect de ces valeurs limites, une obligation de mesure en stations fixes a été instaurée dans les villes de plus de 100 000 habitants ainsi que pour des zones à risque de pollution forte.

Un des points essentiels du dispositif instauré par la loi concerne l'obligation pour chaque région d'établir un plan pour la qualité de l'air. Actuellement, la plupart des régions préparent leur Plan Régional pour la Qualité de l'Air (PRQA). Ces plans sont élaborés par le préfet, avec l'assistance du Comité régional de l'environnement, des conseils départementaux d'hygiène et des représentants des organismes agréés. Une consultation du public et des élus locaux et régionaux doit permettre d'assurer la participation des différents acteurs locaux. Les plans sont prévus pour une période de 5 ans, au bout de laquelle ils sont évalués et révisés si nécessaire.

Au-delà de la mise en place d'un réseau de surveillance de la concentration dans l'air ambiant, la loi demande une évaluation des effets sanitaires (et environnementaux) de la qualité de l'air. L'objectif de cette évaluation est à la fois d'améliorer les connaissances sur les niveaux de pollution et les liens avec les effets sur la santé et, si nécessaire, de proposer des évolutions en matière de surveillance. Ainsi, du point de vue des effets sanitaires, on peut noter que selon les zones concernées, le plan régional peut comporter la mise en place d'une surveillance des effets sur la santé, notamment la mise en place d'études épidémiologiques en liaison avec le réseau national de santé publique. Ce plan doit donc permettre :

- d'évaluer les effets sur la santé (identification des effets sur la santé liés aux polluants ; caractérisation des expositions ; estimation des risques) ;
- de définir des objectifs de réduction des effets sur la santé en fixant des priorités en fonction de la situation locale et des projections en termes de réduction des risques sur la santé à attendre des actions de réduction des polluants ;
- d'améliorer la surveillance métrologique et favoriser l'information du public.

Pour l'élaboration et le suivi du plan régional de la qualité de l'air, une commission, présidée par le préfet, est constituée, comprenant :

- des représentants des services de l'Etat (DRIRE, DIREN (direction régionale de l'environnement), DRE (direction régionale de l'équipement), DRASS, ADEME) ;
- des représentants des collectivités territoriales (Conseil régional, Conseil général) ;
- des représentants des activités contribuant à l'émission des substances polluantes (industriels, collectivités locales, ...) ;
- des représentants des organismes de la surveillance de la qualité de l'air et des associations de protection de l'environnement et autres associations de consommateurs ou usagers ;
- des représentants du comité régional de l'environnement et des conseils départementaux d'hygiène.

De façon complémentaire, la loi visant à favoriser l'utilisation rationnelle de l'énergie, des plans de déplacements urbains doivent également être élaborés pour les agglomérations de plus de 100 000 habitants et doivent s'articuler avec le plan régional de qualité de l'air.

La structure instaurée par la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie est de nature à faire émerger à la fois un espace de transaction locale entre les différents acteurs pour la définition des priorités et des actions à mettre en œuvre pour améliorer la qualité de l'air et, en même temps, permettre l'émergence de valeurs limites de référence au niveau national et européen. La flexibilité introduite par la négociation des objectifs de protection au niveau régional devrait garantir une plus grande efficacité des mesures envisagées, et renvoie à la démarche adoptée par les Etats-Unis dans la révision du Clean Air Act. Dans ce sens, la recherche d'un niveau de qualité de l'air spécifique à la région s'apparente à une recherche d'un niveau de concentration raisonnable visant à faire émerger des consensus entre les différents acteurs compte tenu des intérêts régionaux.

#### 4.2.2. La directive européenne sur la prévention et la réduction intégrées de la pollution et l'arrêté français du 2 février 1998

##### La Directive européenne n°96/61/CE

De façon concomitante à l'adoption de la directive sur l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant, l'Union Européenne a adopté, le 24 septembre 1996, une directive relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution (dénommée : Directive "IPPC" - Integrated Pollution Prevention and Control), [28].

*Cette directive "a pour objet la prévention et la réduction intégrées des pollutions en provenance des activités... Elle prévoit les mesures visant à éviter, et lorsque cela s'avère impossible, à réduire les émissions des activités... dans l'air, l'eau et le sol... afin d'atteindre un niveau élevé de protection de l'environnement considéré dans son ensemble...".*

Dans cette perspective, cette directive introduit l'obligation pour les Etats Membres de prendre des dispositions afin de s'assurer que les installations rejetant des substances dans l'environnement utilisent les "meilleures techniques disponibles". Il est intéressant de mentionner que la définition de ces "meilleures techniques disponibles" fait référence à des techniques par type d'installations, applicables dans le contexte visé, dans des conditions économiquement et techniquement viables. De plus, par type d'installations, des valeurs limites d'émission doivent également être établies en tenant compte des conditions de transfert dans l'environnement et de la contribution à la pollution des différentes installations pour un environnement donné.

##### L'Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation

Cet Arrêté, pris, entre autres, pour l'application de la Directive IPPC, précise que les valeurs limites de rejet sont définies *"sur la base de l'emploi des meilleures technologies disponibles à un coût économique acceptable et des caractéristiques particulières de l'environnement"* (Article 21 [30]). Différents groupes de travail ont été constitués au niveau européen afin d'élaborer des recommandations en termes de meilleures techniques disponibles pour les différents secteurs d'activité concernés par les rejets atmosphériques des produits toxiques retenus par les "directives filles" sur la

qualité de l'air. Cependant, il est précisé que les valeurs limites de rejets (ou d'émissions) sont à définir "*sans prescrire l'utilisation d'une technique ou d'une technologie spécifique*" (Directive IPPC).

On retrouve ici la logique mise en place par l'EPA suite à la révision du Clean Air Act où l'accent est porté sur l'émergence de technologies de référence, bien que dans le cas de l'Union Européenne, la façon dont ces meilleures techniques disponibles sont élaborées n'est pas spécifiée dans la directive, contrairement aux Etats-Unis où il existe une démarche très structurée pour s'assurer de l'adéquation de la fixation des valeurs d'émission à atteindre sur la base d'une analyse des situations existantes.

#### 4.2.3. Une tentative de pont entre l'approche "par l'environnement" et l'approche "par les installations" : l'évaluation du risque sanitaire dans les études d'impact

L'article 19 de la loi du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie modifie l'article 2 de la loi du 10 juillet 1976 sur les installations classées pour la protection de l'environnement, en introduisant une référence à l'étude des effets sur la santé des projets d'installations industrielles. Ainsi, aux termes de l'article 19 doivent désormais être étudiés et présentés dans l'étude d'impact, les effets du projet sur la santé humaine et les mesures envisagées pour supprimer, réduire et si possible compenser les conséquences dommageables du projet pour l'environnement et la santé.

L'introduction d'une étude des impacts sanitaires dans les études d'impact permet d'établir un lien explicite entre les autorisations qui sont données pour les rejets d'une installation (en termes de valeurs limites d'émission) et les impacts que ceux-ci sont susceptibles d'engendrer sur les populations concernées. Cette approche tend donc à relier les objectifs fixés par installation à partir d'une réflexion sur les meilleures technologies disponibles compte tenu du contexte environnemental et économique, et les objectifs visés pour la qualité de l'air ou de l'environnement en général (exprimés en termes de valeurs limites de concentration dans l'environnement ou d'exposition).

Il importe cependant de souligner que la mise en œuvre pratique de cette approche rencontre un certain nombre de difficultés. Dans un premier temps, des guides méthodologiques ont été élaborés par l'INERIS et l'InVS pour permettre de qualifier les étapes nécessaires à l'évaluation des impacts sanitaires [31, 32].

Pour illustrer la démarche retenue, on peut rappeler les principales étapes décrites dans le guide préparé par l'InVS, destiné aux services du Ministère chargé de la Santé [32]. La méthode retenue pour la réalisation de ce volet sanitaire est celle de l'Évaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS). Il est spécifié que la démarche peut être menée ou non dans sa globalité sous réserve d'en expliciter clairement les raisons. Pour chaque étape, l'InVS a émis un certain nombre de recommandations :

- *Identification des dangers :*

Dans le cas, le plus courant, d'un mélange de substances toxiques, les dangers doivent être étudiés pour chaque substance ou chaque famille de substances aux effets similaires. Sous réserve d'une justification des critères de sélection, l'EQRS peut se faire sur un nombre limité de polluants, éventuellement combinés à l'utilisation d'indicateurs globaux. Les informations concernant les substances émises sont issues de l'étude d'impact et de l'étude des dangers. Les voies d'exposition correspondant aux dangers identifiés doivent être systématiquement relevées.

- *Définition des relations dose-réponse :*

Pour les effets toxiques à seuil ou pour ceux pour lesquels l'absence de seuil aux faibles doses est admise, les relations entre la dose et la réponse peuvent s'exprimer par des indices toxicologiques regroupés sous le terme générique de valeur toxicologique de référence (VTR).

- *Évaluation de l'exposition humaine :*

Le niveau de pollution dans les milieux participant aux voies d'exposition est estimé en recourant à une modélisation ou à l'analyse d'échantillons prélevés dans les milieux environnants des installations existantes. Les informations nécessaires à la réalisation de cette étape sont présentées dans les éléments descriptifs de l'étude d'impact et de l'étude des dangers et doivent y être suffisamment détaillées.

- *Caractérisation des risques :*

Dans le cas d'un produit cancérigène agissant sans seuil, la caractérisation des risques aboutit à l'estimation d'un excès de risque individuel et au calcul de l'impact sanitaire dans la population concernée. En cas d'exposition conjointe à plusieurs agents

dangereux, l'InVS recommande, pour les cancérogènes, d'additionner tous les excès de risque individuel, quels que soient le type de cancer et l'organe touché. D'autre part, l'InVS rappelle que dans le cas où d'autres sources de nuisances existent déjà dans l'environnement, une évaluation sera faite également à partir des données disponibles sur ces sources afin d'étudier si le risque additionnel présenté par le projet n'amène pas l'ensemble des risques à un niveau trop élevé.

Au-delà des étapes à respecter, les difficultés résident tant dans le manque de modèles de dispersion et d'exposition disponibles pour les transports des rejets chimiques sur des moyennes et longues distances, que dans l'absence de relations exposition-risque suffisamment étayées pour pouvoir évaluer les effets attendus pour des faibles niveaux d'exposition. A cela s'ajoute le fait que les effets sanitaires attendus sont de nature diverse (empêchant une présentation simple des résultats) et que l'exposition cumulée de différents toxiques rend l'évaluation du risque sanitaire délicate par manque de connaissances sur les mécanismes d'apparition des effets.

#### **4.3. Un exemple de fixation de valeurs limites d'émission : les incinérateurs d'ordures ménagères**

Il est proposé ici d'illustrer la façon dont sont présentées les valeurs limites d'émission dans le cas des incinérateurs d'ordures ménagères (notés UIOM). Ces installations transforment en moyenne les déchets selon la décomposition suivante : sur 1 tonne de déchets non triés, 700 kg se retrouvent à l'état gazeux dans les fumées, 240 kg à l'état solide sous forme de Mâchefers, 20 à 40 kg de ferrailles récupérables avant ou après incinération, 20 à 30 kg de cendres, et 5 à 20 kg de résidus d'épuration selon la technique d'épuration employée [33].

Les rejets atmosphériques des UIOM sont composés à 99 % en poids, d'azote, d'eau, de gaz carbonique et d'oxygène. Les polluants constituent la part restante et peuvent être répartis en trois catégories :

- les métaux,
- les autres minéraux composés essentiellement d'acide chlorhydrique, d'oxyde d'azote, de dioxyde de soufre,
- les composés organiques comprenant du monoxyde de carbone, des acides et aldéhydes organiques, des hydrocarbures aromatiques polycycliques avec en particulier des dioxines et des furanes.

Le Tableau 10 présente, pour les principaux polluants « traceurs de risque », les effets sanitaires attendus en fonction des voies d'exposition considérées.

**Tableau 10. Polluants traceurs de risque retenus pour les UIOM**

Polluant	Effets cancérogènes		Effets systémiques	
	Voie respiratoire	Voie orale	Voie respiratoire	Voie orale
Dioxines	X	X	-	-
Cadmium	X	?	?	X
Plomb	?	-	X	X
Poussières	?	-	X	-
Mercurure	-	-	X	X

X : effet avéré

- : pas d'effet

? : effet non avéré

Parmi ces polluants, on s'intéressera ici plus particulièrement aux polluants cancérogènes, le cadmium et les dioxines et furannes, pour lesquels la Directive Européenne n°2000/76/CE du 4 décembre 2000 sur l'incinération des déchets [34] fixe des valeurs limites d'émission (à respecter notamment dans les gaz d'échappement) pour les incinérateurs de déchets d'ordures ménagères (voir Tableau 11).

**Tableau 11. Valeurs limites d'émissions atmosphériques et de rejets liquides de l'Union Européenne pour les incinérateurs de déchets**

Directive européenne 2000/76/CE Incinération de déchets (dangereux ou non)		
	Emissions atmosphériques	Rejets des eaux usées résultant de l'épuration des gaz de combustion
Cadmium	0,05 mg/m <sup>3</sup> (total Cadmium et Thalium)	0,05 mg/L
Dioxines et furannes	0,1 ng/m <sup>3</sup>	0,3 ng/L

La directive précise que ces valeurs sont fixées en tant que valeurs minimales à atteindre :

*"Il est nécessaire d'entreprendre des actions au niveau de la Communauté. Le principe de précaution fournit la base permettant de prendre des mesures ultérieures. La présente directive se limite à fixer les exigences minimales auxquelles doivent satisfaire les installations d'incinération... Le respect des valeurs limites d'émission fixées par la présente directive devrait être considéré comme une condition nécessaire mais non suffisante pour assurer le respect des exigences de la directive 96/61/CE..."*

De façon analogue aux Etats-Unis, l'EPA a défini des valeurs limites d'émissions pour les incinérateurs de déchets dans un document de la série intitulée : *New Source Performance Standards* [35]. Un premier document a été publié en 1995 sur la base des données existantes à cette date sur les meilleures technologies disponibles (MACT - Maximum Achievable Control Technology), puis une révision a eu lieu en 2000 afin de prendre en compte le retour d'expérience et les commentaires du public sur l'application de ces valeurs limites. Dans ce nouveau document, l'EPA ne modifie pas les valeurs limites d'émission mais conclut quant à la meilleure technologie de référence disponible pour le traitement des échappements des incinérateurs. Les valeurs limites d'émission pour les rejets atmosphériques adoptées par l'EPA pour les nouveaux incinérateurs de déchets ménagers sont présentées dans le Tableau 12.

**Tableau 12. Valeurs limites d'émission atmosphérique de l'EPA pour les incinérateurs de déchets**

US-EPA Federal Register (Décembre 2000 - EPA 40 CFR Part 60) (valeurs pour les nouveaux incinérateurs de déchets ménagers de petite taille)	
Cadmium	0,02 mg/m <sup>3</sup>
Dioxines et furannes	13 ng/m <sup>3</sup>

On notera qu'en ce qui concerne les valeurs limites d'émission atmosphériques pour le cadmium, l'EPA, avec une valeur de 0,02 mg/m<sup>3</sup> est sensiblement plus sévère que l'Union Européenne (0,05 mg/m<sup>3</sup> pour la somme du cadmium et du thallium) alors que pour les Dioxines et Furannes, la valeur de 0,1 ng/m<sup>3</sup> retenue par l'Union Européenne est largement inférieure à celle adoptée par l'EPA (13 ng/m<sup>3</sup>). Cette situation peut, semble-t-il, en partie s'expliquer par la publication en Europe ces dernières années d'études sur l'évaluation des effets associés à la présence de Dioxines dans l'alimentation à proximité d'installations d'incinérations, tout en soulignant que les effets des Dioxines demeurent un sujet controversé. Il conviendrait alors de s'interroger sur les technologies disponibles pour permettre le respect de ces valeurs limites d'émission. On notera que dans le cas de l'EPA, la sélection des MACT s'effectue en partie sur la base d'une étude économique détaillée des investissements requis par leur adoption.



## **5. MISE EN PERSPECTIVE DES RISQUES ASSOCIES A L'EXPOSITION AUX SUBSTANCES CHIMIQUES ET RADIOACTIVES**

Les sections précédentes montrent que les démarches d'évaluation des risques retenues pour les substances chimiques et radioactives sont partiellement communes. La logique qui prévaut à la fixation des valeurs limites d'exposition renvoie à l'estimation du risque sanitaire induit par les expositions aux substances considérées. Cependant, compte tenu de la complexité des transferts dans l'environnement et des modes d'exposition, les connaissances demeurent limitées pour certains toxiques chimiques alors qu'il existe une base de connaissances relativement solide dans le cas des rayonnements ionisants.

Du point de vue des organismes impliqués dans la production de connaissances sur les risques et la publication de recommandations en termes de relations exposition-risque, voire de valeurs limites d'exposition, il convient de souligner la place singulière occupée par les rayonnements ionisants pour lesquels des organismes internationaux dédiés ont été constitués (CIPR et UNSCEAR), alors que pour les substances chimiques, les organismes concernés (OMS ou IARC) passent en revue les divers impacts sur la santé (toxicité aiguë et chronique, effets sur la reproduction, effets cancérogènes, etc.) mais ne traitent que rarement des relations dose-effet pour l'homme.

En se limitant aux effets cancérogènes, le Tableau 13 rappelle, selon les relations dose-effet retenues par différents organismes, les valeurs de risque d'excès de cancer estimées pour une exposition sur la vie entière à des concentrations dans l'air ou dans l'eau égales aux valeurs limites d'exposition pour quelques substances. Cette comparaison met clairement en évidence la différence de "philosophie" adoptée pour la fixation des VLE dans le domaine des rayonnements ionisants par rapport à celui des toxiques chimiques. Les valeurs limites d'exposition sont, dans le cas des rayonnements ionisants, des valeurs maximales à ne pas dépasser avec l'introduction d'une logique de réduction "aussi bas que raisonnablement possible compte tenu des facteurs économiques et sociaux", alors qu'elles constituent des valeurs objectifs pour les toxiques chimiques, même si la logique consiste à chercher à réduire encore les concentrations de polluants dans l'environnement lorsque ces valeurs sont atteintes.

**Tableau 13. Excès de risque vie entière associés aux expositions aux valeurs limites d'exposition pour des cancérigènes chimiques et radiologiques**

<b>Substance - Organisme publiant la relation dose-effet</b> (Type d'exposition - organisme éditant la valeur limite)	<b>Excès individuel de cancer vie entière *</b>
<b>Rayonnements ionisants population générale - CIPR</b> (exposition pendant 70 ans à 1mSv/an, valeur limite CE)	35 . 10 <sup>-4</sup>
<b>Radionucléides - Uranium - US-EPA</b> (exposition pendant 70 ans à une concentration dans l'eau de boisson de 30 µg/L, valeur limite US-EPA)	10 <sup>-4</sup>
<b>Radionucléides - Uranium - OEHHA</b> (exposition pendant 70 ans à une concentration dans l'eau de boisson de 0,7410 Bq/L, valeur limite DHS (Californie))	0,4 . 10 <sup>-4</sup>
<b>Nickel population générale - OMS</b> (exposition pendant 70 ans à une concentration de 25 ng/m <sup>3</sup> pour le nickel dans l'air, valeur guide pour la qualité de l'air OMS)	0,1 . 10 <sup>-4</sup>
<b>Cadmium population générale - OEHHA</b> (exposition pendant 70 ans à une concentration dans l'eau de boisson de 0,005 mg/L, valeur limite DHS (Californie))	0,55 . 10 <sup>-4</sup>
<b>Benzène population générale - OMS</b> (exposition pendant 70 ans à une concentration dans l'eau de boisson de 0,001 mg/L, valeur limite CE)	0,01 . 10 <sup>-4</sup>

\* *Pour les rayonnements ionisants, l'excès de risque vie entière est donné pour les cancers mortels. Pour les autres substances (nickel, cadmium et benzène), il s'agit de l'excès de risque vie entière de cancer (mortel ou non). Pour ces substances, il existe par ailleurs d'autres risques sanitaires non cancérologènes identifiés, qui ne sont pas mentionnés dans ce tableau.*

Afin de compléter cette comparaison en termes de risque, deux études de cas ont été retenues, respectivement pour les rejets d'une centrale nucléaire française (CNPE) et les rejets moyens des incinérateurs de déchets.

L'étude de cas retenue pour les CNPE concerne le renouvellement de la demande d'autorisation de rejets du CNPE de Chinon, déposé en 1999. Le volet relatif à l'évaluation de l'impact sanitaire est intégré au document général évaluant les incidences des prélèvements d'eau et des rejets liquides et gazeux. Il est étudié sous la notion "d'incidence sanitaire". Les niveaux d'exposition du public pour le groupe de

référence dus au cumul des rejets gazeux et liquides du CNPE de Chinon sont estimés à  $3 \mu\text{Sv}/\text{an}$  avec des rejets qui seraient supposés égaux aux limites autorisées et à moins de  $0,06 \mu\text{Sv}/\text{an}$  avec les rejets réels de l'année 1997.

En ce qui concerne les incinérateurs de déchets, l'étude de cas retenue est celle publiée par la Société Française de Santé Publique [33], concernant l'impact moyen calculé à partir des incinérateurs du territoire métropolitain<sup>6</sup>. La SFSP a ainsi calculé, à partir des données d'émissions existantes pour 70 incinérateurs, les expositions pour les populations habitant dans un rayon de 2 km pour l'exposition directe par inhalation, et dans un rayon de 2-50 km pour les expositions indirectes par ingestion. Pour les dioxines, l'exposition moyenne par inhalation est estimée entre  $10^{-4}$  et  $0,1 \text{ pg}/\text{kg}\text{-pc}/\text{j}$  et l'exposition moyenne par ingestion est estimée à  $0,272 \text{ pg}/\text{kg}\text{-pc}/\text{j}$ . Pour le cadmium, seule l'exposition par inhalation a pu être calculée, et uniquement pour 30 installations. L'exposition moyenne est estimée à  $8,3 \cdot 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Pour les rejets des deux installations présentées ci-dessus, il est intéressant de mettre en perspective les ordres de grandeur des risques cancérigènes correspondants pour les groupes de référence (Tableau 14).

---

<sup>6</sup> La SFSP a étudié deux scénarios. Le premier scénario, dénommé "scénario moyen général", a consisté à faire la moyenne des impacts à partir des rejets réels de 70 incinérateurs, en prenant comme hypothèse simplificatrice que chaque UIOM était localisé au centre de son agglomération. C'est ce scénario qui est présenté ici. Par ailleurs, un deuxième scénario qualifié de "scénario monographique raisonnablement pessimiste" a consisté à étudier précisément les impacts d'un incinérateur donné, dans les conditions géographiques et météorologiques réelles. Il est présenté en Annexe 3.

**Tableau 14. Ordre de grandeur du risque sanitaire autour des installations étudiées**

	<b>Centrale nucléaire de Chinon</b>	<b>Incinérateur d'ordures ménagères (UIOM)</b> <i>(moyenne d'installations existantes)</i>
Risque individuel de cancer pour une exposition vie-entière	$10^{-5}$ (exposition vie entière du groupe critique aux limites d'autorisation de rejets radioactifs)  $2 \cdot 10^{-7}$ (exposition vie entière du groupe critique aux rejets radioactifs réels de 1997)	$1,5 \cdot 10^{-6}$ (pour le cadmium, risque moyen estimé pour une population de 1 million de personnes à partir des rejets réels de 30 UIOM)  $8 \cdot 10^{-4}$ (pour les dioxines, risque moyen estimé pour une population de 2 millions de personnes et les rejets réels de 70 UIOM)  $1,2 \cdot 10^{-5}$ (pour les dioxines, risque moyen estimé pour une population de 2 millions de personnes et les rejets de 70 UIOM à la nouvelle valeur limite CE de $0,1 \text{ ng/m}^3$ )

On notera que, même si les ordres de grandeur présentés ici ne sont pas généralisables à l'ensemble des installations de ce type, ils montrent que le risque individuel estimé autour de ces installations est comparable, du point de vue des autorisations de rejets, contrairement à ce que l'on observe en comparant directement les risques associés aux valeurs limites d'exposition.

## REFERENCES

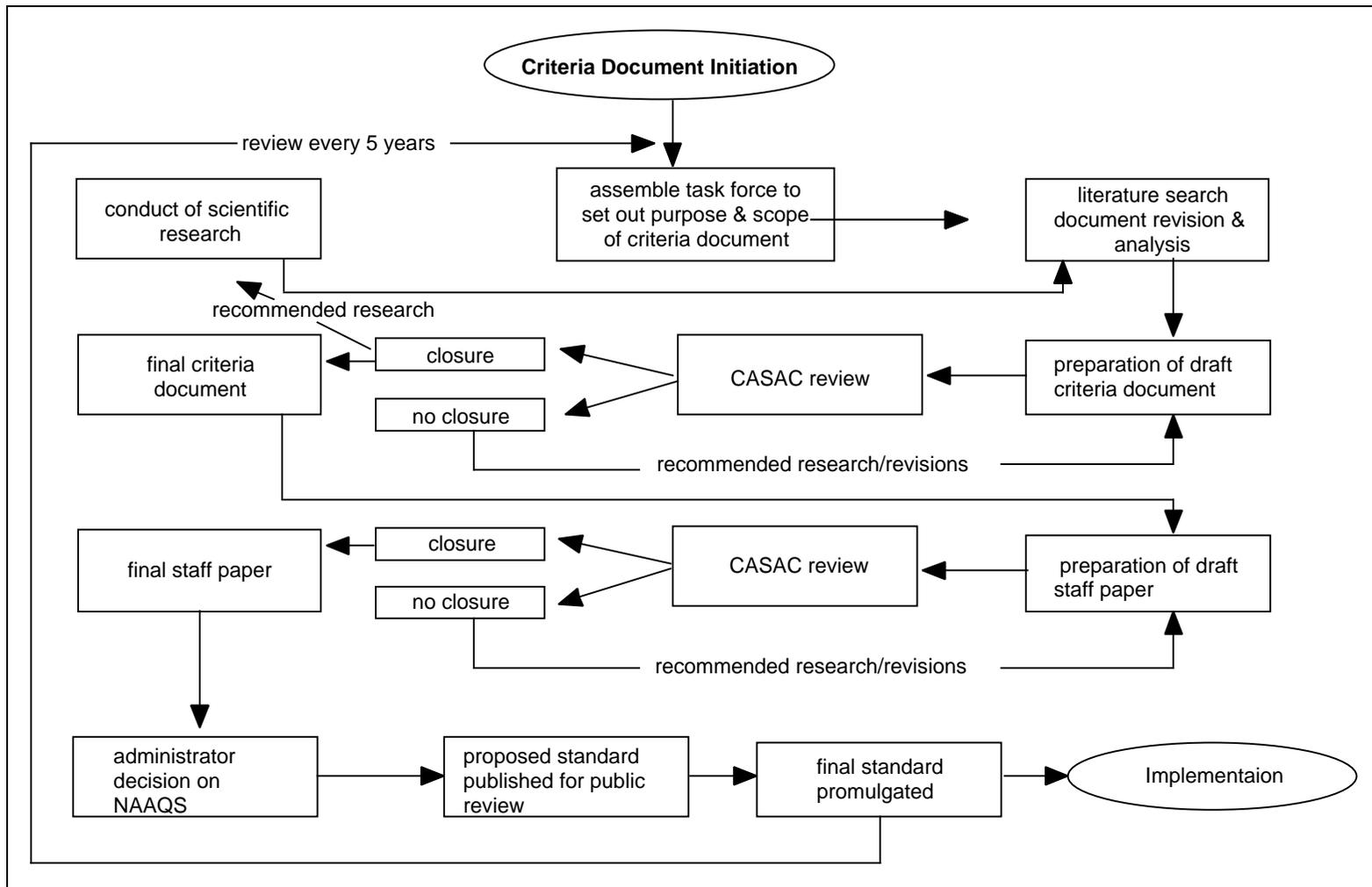
- [1] WORLD HEALTH ORGANIZATION, **Guidelines for Drinking Water Quality, Health Criteria and other Supporting Information**, 2nd ed., Vol. 2., Geneva, WHO, 1996.
- [2] WORLD HEALTH ORGANIZATION, **Guidelines for Drinking Water Quality, Recommendations**, 2nd ed., Vol. 1., Geneva, WHO, 1993.
- [3] WORLD HEALTH ORGANIZATION, **Guidelines for Drinking Water Quality, Recommendations**, 2nd ed., Addendum to Vol. 1., Geneva, WHO, 1998.
- [4] UNITED STATES, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, OFFICE OF WATER, **Setting Standards for Safe Drinking Water**, Revised June 9, 2000.
- [5] CODE OF FEDERAL REGULATION, 40 CFR 141, **National Primary Drinking Water Regulations**, 7-1-00 Edition.
- [6] UNITED STATES, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY Integrated Risk Information System: **Benzene CASRN 71-43-2**, (last update 19 January 2000).
- [7] UNITED STATES, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, Integrated Risk Information System: **Cadmium CASRN 7440-43-9**, (last update 5 May 1998).
- [8] UNITED STATES, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. DRINKING WATER AND HEALTH, OFFICE OF GROUNDWATER AND DRINKING WATER, OFFICE OF WATER, **National Primary Drinking Water Regulations - Technical Factsheet on Nickel**.
- [9] FEDERAL REGISTER, Part II Environmental Protection Agency - 40 CFR Parts 9, 141 and 142 - **National Primary Drinking Water Regulations, Radionuclides**, Final Rule, FR Vol. 65, N°236, December 7, 2000.
- [10] CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - OFFICE OF ENVIRONMENTAL HEALTH HAZARD ASSESSMENT, **Public Health Goal for Cadmium in Drinking Water**, February 1999.
- [11] CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - OFFICE OF ENVIRONMENTAL HEALTH HAZARD ASSESSMENT, **Public Health Goal for Benzene in Drinking Water**, June 2001.
- [12] CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - OFFICE OF ENVIRONMENTAL HEALTH HAZARD ASSESSMENT, **Public Health Goal for Nickel in Drinking Water**, August 2001.

- [13] CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - OFFICE OF ENVIRONMENTAL HEALTH HAZARD ASSESSMENT, **Public Health Goal for Uranium in Drinking Water**, August 2001.
- [14] CALIFORNIA DEPARTMENT OF HEALTH SERVICES, **Procedure for Reviewing Maximum Contaminants Levels (MCLs) for Possible Revision**, (last update: August 1999).
- [15] CONSEIL DE L'UNION EUROPEENNE, Directive du Conseil de l'Union Européenne n°98/83/CE du 3 novembre 1998 relative à **la qualité des eaux destinées à la consommation humaine**, JOCE N°L330 du 5 décembre 1998.
- [16] WORLD HEALTH ORGANIZATION, **Air Quality Guidelines for Europe**, 2nd edition, WHO Regional Publications, European Series, N° 91, 2000.
- [17] US CONGRESS, **Clean Air Act**, 1990.
- [18] CONGRESSIONAL RESEARCH SERVICE - REPORT FOR CONGRESS, **Air Quality Standards: The Decision making Process**, 97-722 ENR, June 24, 1998.
- [19] RESEARCH TRIANGLE INSTITUTE, **Human Health and Ecological Risk Assessment Support for the Development of Technical Standards for Emissions from Combustion Hazardous Wastes** - Background Document, Prepared for US-EPA, July 1999.
- [20] CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - OFFICE OF ENVIRONMENTAL HEALTH HAZARD ASSESSMENT, **Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines - Part I: The Determination of Acute Reference Exposure Levels for Airborne Toxicants**, March 1999.
- [21] CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - OFFICE OF ENVIRONMENTAL HEALTH HAZARD ASSESSMENT, **Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines - Part II: Technical Support Document for Describing Available Cancer Potency Factors**, April 1999.
- [22] CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - OFFICE OF ENVIRONMENTAL HEALTH HAZARD ASSESSMENT, **Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines - Part III: Noncancer Chronic Reference Exposure levels**, February 2000.
- [23] CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - OFFICE OF ENVIRONMENTAL HEALTH HAZARD ASSESSMENT, **Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines - Part IV: Technical Support Document for Exposure Assessment and Stochastic Analysis**, September 2000.

- [24] CONSEIL DE L'UNION EUROPEENNE, Directive du Conseil n°96/62/CE du 27 septembre 1996 concernant **l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant**, JOCE N°L296 du 21 novembre 1996.
- [25] CONSEIL DE L'UNION EUROPEENNE, Directive 1999/30/CE du Conseil du 22 avril 1999 relative à **la fixation de valeurs limites pour l'Anhydride sulfureux, le Dioxyde d'Azote et les Oxydes d'Azote, les Particules et le Plomb dans l'air ambiant**, JOCE n° 163 du 29 juin 1999.
- [26] CONSEIL DE L'UNION EUROPEENNE, Directive n°2000/69/CE du Parlement Européen et du Conseil du 16 novembre 2000 concernant **les valeurs limites pour le benzène et le monoxyde de carbone dans l'air**, JOCE N°L313 du 13 décembre 2000.
- [27] AEA TECHNOLOGY, **Economic Evaluation of Air Quality Targets for CO and Benzene**, Report for the European Commission DGXI, 1999.
- [28] CONSEIL DE L'UNION EUROPEENNE, Directive du Conseil n°96/61/CE du 24 septembre 1996 relative à **la prévention et à la réduction intégrées de la pollution**, JOCE N°L257 du 10 octobre 1996.
- [29] Loi n°96-1236, du 30 décembre 1996, sur **l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie**, Journal Officiel de la République Française, 1er janvier 1997.
- [30] Arrêté du 2 février 1998 relatif **aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation**, Journal Officiel de la République Française, 3 mars 1998.
- [31] INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES, **Guide méthodologique - Evaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques dans les études d'impact des installations classées pour la protection de l'environnement**, INERIS, Version projet 3.0, 30 novembre 2001.
- [32] INSTITUT NATIONAL DE VEILLE SANITAIRE, **Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact**, février 2000.
- [33] SOCIETE FRANÇAISE DE SANTE PUBLIQUE, **L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances et évaluation du risque**, Collection Santé et société, N°7, novembre 1999.
- [34] CONSEIL DE L'UNION EUROPEENNE, Directive n°2000/76/CE du Parlement Européen et du Conseil du 4 décembre 2000 sur **l'incinération des déchets**, JOCE N°L332 du 28 décembre 2000.

- [35] FEDERAL REGISTER, Part II Environmental Protection Agency - 40 CFR Parts 60 - **New Source Performance Standards for New Small Municipal Waste Combustion Units**, Final Rules, FR Vol. 65, N°235, December 6, 2000.

## ANNEXE 1. LA PROCEDURE DE FIXATION DES NORMES DE QUALITE DE L'AIR AMBIANT PAR L'EPA





## ANNEXE 2.

## LISTE DES POLLUANTS INTRODUIIS DANS LE CLEAN AIR ACT EN 1990

CAS number	Chemical name	CAS number	Chemical name
75070	Acetaldehyde	94757	2,4-D, salts and esters
60355	Acetamide	3547044	DDE
75058	Acetonitrile	334883	Diazomethane
98862	Acetophenone	132649	Dibenzofurans
53963	2-Acetylaminofluorene	96128	1,2-Dibromo-3-chloropropane
107028	Acrolein	84742	Dibutylphthalate
79061	Acrylamide	106467	1,4-Dichlorobenzene(p)
79107	Acrylic acid	91941	3,3-Dichlorobenzidene
107131	Acrylonitrile	111444	Dichloroethyl ether (Bis(2-chloroethyl)ether)
107051	Allyl chloride		
92671	4-Aminobiphenyl	542756	1,3-Dichloropropene
62533	Aniline	62737	Dichlorvos
90040	o-Anisidine	111422	Diethanolamine
1332214	Asbestos	121697	N,N-Diethyl aniline (N,N-Dimethylaniline)
71432	Benzene (including benzene from gasoline)		
92875	Benzidine	64675	Diethyl sulfate
98077	Benzotrichloride	119904	3,3-Dimethoxybenzidine
100447	Benzyl chloride	60117	Dimethyl aminoazobenzene
92524	Biphenyl	119937	3,3'-Dimethyl benzidine
117817	Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	79447	Dimethyl carbamoyl chloride
542881	Bis(chloromethyl)ether	68122	Dimethyl formamide
75252	Bromoform	57147	1,1-Dimethyl hydrazine
106990	1,3-Butadiene	131113	Dimethyl phthalate
156627	Calcium cyanamide	77781	Dimethyl sulfate
105602	Caprolactam	534521	4,6-Dinitro-o-cresol, and salts
133062	Captan	51285	2,4-Dinitrophenol
63252	Carbaryl	121142	2,4-Dinitrotoluene
75150	Carbon disulfide	123911	1,4-Dioxane (1,4-Diethyleneoxide)
56235	Carbon tetrachloride	122667	1,2-Diphenylhydrazine
463581	Carbonyl sulfide	106898	Epichlorohydrin (1-Chloro-2,3-epoxypropane)
120809	Catechol	106887	1,2-Epoxybutane
133904	Chloramben	140885	Ethyl acrylate
57749	Chlordane	100414	Ethyl benzene
7782505	Chlorine	51796	Ethyl carbamate (Urethane)
79118	Chloroacetic acid	75003	Ethyl chloride (Chloroethane)
532274	2-Chloroacetophenone	106934	Ethylene dibromide (Dibromoethane)
108907	Chlorobenzene		
510156	Chlorobenzilate	107062	Ethylene dichloride (1,2-Dichloroethane)
67663	Chloroform		
107302	Chloromethyl methyl ether	107211	Ethylene glycol
126998	Chloroprene	151564	Ethylene imine (Aziridine)
1319773	Cresols/Cresylic acid (isomers and mixture)	75218	Ethylene oxide
95487	o-Cresol	96457	Ethylene thiourea
108394	m-Cresol	75343	Ethylidene dichloride (1,1-Dichloroethane)
106445	p-Cresol		
98828	Cumene	50000	Formaldehyde
		76448	Heptachlor

118741	Hexachlorobenzene	114261	Propoxur (Baygon)
87683	Hexachlorobutadiene	78875	Propylene dichloride (1,2-Dichloropropane)
77474	Hexachlorocyclopentadiene	75569	Propylene oxide
67721	Hexachloroethane	75558	1,2-Propylenimine (2-Methylaziridine)
822060	Hexamethylene-1,6-diisocyanate	91225	Quinoline
680319	Hexamethylphosphoramide	106514	Quinone
110543	Hexane	100425	Styrene
302012	Hydrazine	96093	Styrene oxide
7647010	Hydrochloric acid	1746016	2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin
7664393	Hydrogen fluoride (Hydrofluoric acid)	79345	1,1,2,2-Tetrachloroethane
7783064	Hydrogen sulfide	127184	Tetrachloroethylene (Perchloroethylene)
123319	Hydroquinone	7550450	Titanium tetrachloride
78591	Isophorone	108883	Toluene
58899	Lindane (all isomers)	95807	2,4-Toluene diamine
108316	Maleic anhydride	584849	2,4-Toluene diisocyanate
67561	Methanol	95534	o-Toluidine
72435	Methoxychlor	8001352	Toxaphene (chlorinated camphene)
74839	Methyl bromide (Bromomethane)	120821	1,2,4-Trichlorobenzene
74873	Methyl chloride (Chloromethane)	79005	1,1,2-Trichloroethane
71556	Methyl chloroform (1,1,1-Trichloroethane)	79016	Trichloroethylene
78933	Methyl ethyl ketone (2-Butanone)	95954	2,4,5-Trichlorophenol
60344	Methyl hydrazine	88062	2,4,6-Trichlorophenol
74884	Methyl iodide (Iodomethane)	121448	Triethylamine
108101	Methyl isobutyl ketone (Hexone)	1582098	Trifluralin
624839	Methyl isocyanate	540841	2,2,4-Trimethylpentane
80626	Methyl methacrylate	108054	Vinyl acetate
1634044	Methyl tert butyl ether	593602	Vinyl bromide
101144	4,4-Methylene bis(2-chloroaniline)	75014	Vinyl chloride
75092	Methylene chloride (Dichloromethane)	75354	Vinylidene chloride (1,1-Dichloroethylene)
101688	Methylene diphenyl diisocyanate (MDI)	1330207	Xylenes (isomers and mixture)
101779	4,4'-Methylenedianiline	95476	o-Xylenes
91203	Naphthalene	108383	m-Xylenes
98953	Nitrobenzene	106423	p-Xylenes
92933	4-Nitrobiphenyl	0	Antimony Compounds
100027	4-Nitrophenol	0	Arsenic Compounds (inorganic including arsine)
79469	2-Nitropropane	0	Beryllium Compounds
684935	N-Nitroso-N-methylurea	0	Cadmium Compounds
62759	N-Nitrosodimethylamine	0	Chromium Compounds
59892	N-Nitrosomorpholine	0	Cobalt Compounds
56382	Parathion	0	Coke Oven Emissions
82688	Pentachloronitrobenzene (Quintobenzene)	0	Cyanide Compounds <sup>1</sup>
87865	Pentachlorophenol	0	Glycol ethers <sup>2</sup>
108952	Phenol	0	Lead Compounds
106503	p-Phenylenediamine	0	Manganese Compounds
75445	Phosgene	0	Mercury Compounds
7803512	Phosphine	0	Fine mineral fibers <sup>3</sup>
7723140	Phosphorus	0	Nickel Compounds
85449	Phthalic anhydride	0	Polycyclic Organic Matter <sup>4</sup>
1336363	Polychlorinated biphenyls (Aroclors)	0	Radionuclides (including radon) <sup>5</sup>
1120714	1,3-Propane sultone	0	Selenium Compounds
57578	beta-Propiolactone		
123386	Propionaldehyde		

**ANNEXE 3.****CALCUL DU RISQUE SANITAIRE ASSOCIE A UN INCINERATEUR  
D'ORDURES MENAGERES**

En France, la production totale de déchets ménagers et assimilés était de l'ordre de 23 millions de tonnes/an, d'après le recensement de l'ADEME de 1997. L'incinération est la voie d'élimination de 44,6% de cette production répartie dans 266 installations, dénommées Unités d'Incinération des Ordures Ménagères (UIOM). L'incinération consiste à brûler les déchets dans des fours spécialement aménagés. Les ordures ménagères forment un combustible hétérogène, avec un pouvoir calorifique relativement faible et variable suivant leur composition qui dépend des modes de consommation et des types d'habitat. La réglementation impose d'installer un brûleur auxiliaire qui permet d'utiliser un autre combustible pour la montée en température et le refroidissement en phase de démarrage et d'arrêt. Hors de ces phases, une alimentation continue en déchets suffit à entretenir la combustion. Le Pouvoir calorifique inférieur PCI d'une tonne de déchets avant recyclage varie de 2 100 à 2300 kWh/tonne.

Du point de vue des émissions associées à l'incinération des déchets ménagers, on peut estimer qu'une tonne de déchets non triés se répartit comme suit<sup>7</sup> : 700 kg se retrouvent à l'état gazeux dans les fumées, 240 kg à l'état solide sous forme de Mâchefers, 20 à 40 kg de ferrailles récupérables avant ou après incinération, 20 à 30 kg de cendres, et 5 à 20 kg de résidus d'épuration selon la technique d'épuration employée. Les rejets atmosphériques des UIOM sont composés à 99 % en poids d'azote, d'eau, de gaz carbonique et d'oxygène. Les polluants constituent la part restante et peuvent être répartis en trois catégories :

- les métaux,
- les autres minéraux composés essentiellement d'acide chlorhydrique, d'oxyde d'azote, de dioxyde de soufre,
- les composés organiques comprenant du monoxyde de carbone, des acides et aldéhydes organiques, des hydrocarbures aromatiques polycycliques avec en particulier des dioxines et des furannes.

---

<sup>7</sup>

Société Française de Santé Publique. L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances et évaluation du risque. Collection Santé et société, N°7, novembre 1999.

Par ailleurs, deux types de résidus solides sont produits lors du traitement thermique des déchets :

- les mâchefers qui sont récupérés en sortie basse du four. Ils sont valorisés en utilisation spécifique dans la construction routière,
- les réfioms, résidus d'épuration des fumées qui comprennent les cendres volantes du dépoussiérage et les résidus de traitement des gaz. Ils sont évacués en décharge de classe 1.

En ce qui concerne les rejets liquides, il existe peu de données. La composition de ces rejets est très variable suivant la technologie retenue pour le traitement des fumées.

D'une manière générale, les rejets des incinérateurs de déchets contiennent un grand nombre de composés chimiques dont la toxicité est démontrée depuis longtemps pour certains. Toutefois, ces émissions ne sont pas homogènes compte tenu de la variabilité du combustible incinéré et des techniques d'incinération.

Une étude monographique a été menée par la Société Française de Santé Publique (SFSP) afin d'estimer les risques sanitaires liés aux rejets d'un incinérateur. Cette étude a pour but de présenter ce qu'il est possible de réaliser concernant l'évaluation des risques sanitaires liés aux UIOM, et s'appuie pour ce faire sur les données réelles d'un site, bien que celui-ci soit volontairement non identifiable. Il convient de souligner que les émissions de cette usine sont relativement élevées et sont non conformes à la réglementation actuelle. Le choix de ce site "rend compte de situations exceptionnelles dans certains sites en cours de mise en conformité ou destinés à une fermeture prochaine".

Après les étapes d'identification des dangers et de définition des relations dose-réponse pour le cadmium et les dioxines, une étape d'évaluation de l'exposition humaine a été réalisée. Ainsi, la population exposée est estimée à partir des données INSEE de 1990, fournissant une répartition de la population par maille de 500 mètres sur un territoire de 5 km de côté centré sur l'incinérateur. Pour la météorologie, la rose des vents locale a été considérée sur la base des données de Météo-France, qui regroupe 30 années de mesures. Pour le régime alimentaire, les données de consommation individuelle sont issues de l'enquête ASPCC (Association Sucre et Produits Sucrés, Communication, Consommation). Les informations concernant la part d'aliments consommés issue d'une auto-production locale et la surface de terrain qui est consacrée à leur culture, proviennent des données de l'enquête alimentaire conduite par l'INSEE en 1991.

Pour évaluer l'exposition par inhalation, un modèle de type Doury (modèle Gaussien) nommé POLAIR a été utilisé. Les concentrations sont évaluées pour un territoire de 5 km de côté avec comme résolution un maillage de 500 m. Du point de vue de l'ingestion, chaque habitant est supposé consommer une part d'aliments issus d'une production locale qui est estimée en moyenne à partir des données régionales de l'INSEE. La surface occupée par les jardins potagers est ainsi estimée.

Afin d'estimer des valeurs volontairement pénalisantes (*scénario raisonnablement pessimiste*), l'évaluation est réalisée pour les personnes vivant sous le panache de l'usine. Le dépôt surfacique moyen (en  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$ ) est déterminé par répartition homogène de la masse totale de polluant émise sous le panache. A partir du dépôt surfacique, de la surface contaminée et du type de production agricole, le logiciel CalTOX permet d'estimer l'exposition liée à la chaîne alimentaire. Le résultat fourni est une dose journalière due à l'exposition (en  $\text{mg}/\text{kg}\text{-pc}\cdot\text{j}$ ). Toutefois, si ce modèle s'avère approprié pour les polluants organiques, certains paramètres entrant dans la modélisation ne sont pas déterminés pour les métaux ; les doses de plomb et de cadmium ingérées n'ont donc pas pu être estimées.

Pour calculer les risques, les formules suivantes sont utilisées, respectivement pour l'inhalation et l'ingestion.

### **Impact par voie respiratoire des émissions de polluants traceurs, pour les polluants à effet cancérigène ou à effet systémique sans seuil (cadmium, dioxines, particules)**

Dans chaque périmètre d'exposition, l'impact par voie respiratoire des émissions de l'UIOM ( $I_{\text{inh}}$ ) se calcule ainsi :

$$I_{\text{inh}} = R_{\text{inh}} \times \text{NP}$$

où

-  $R_{\text{inh}}$  est le risque individuel de cancer vie entière par inhalation

$$- R_{\text{inh}} = \text{RU}_{\text{inh}} \times C_{\text{amb att}}$$

où :

-  $\text{RU}_{\text{inh}}$  : Risque Unitaire d'inhalation = excès de risque individuel de cancer vie entière par inhalation, exprimé en  $(\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$

-  $C_{\text{amb att}}$  : concentration ambiante attribuable à l'installation en  $\text{mg}/\text{m}^3$

- NP : est le nombre de personnes exposées

L'impact total  $I_{inh}$  (nombre de cas de cancers en excès) est ramené à un impact annuel, en considérant que l'impact total correspond à 70 ans d'exposition.

Les valeurs obtenues pour les risques liés à l'inhalation sont présentées dans le Tableau 1.

**Tableau 1. Impact par inhalation des rejets d'un incinérateur, étude SFSP**

	Risque moyen vie entière (probabilité) *	Impact annuel dans la population**
Cadmium	$3 \cdot 10^{-6}$	0,0007
Dioxines, selon l'approche US EPA	$9 \cdot 10^{-5}$	0,01

\* Cette valeur correspond au risque individuel d'excès de cancer vie entière ( $R_{inh}$ ) obtenu en tenant compte des concentrations ambiantes de cadmium dans l'environnement attribuables à l'installation.

\*\* L'impact annuel correspond au nombre de cas de cancers en excès par an dans la population. Il est estimé sur la base d'une population exposée de 14 706 personnes sous le panache, et d'une exposition pendant 70 ans.

### **Impact par voie orale des émissions de polluants traceurs, pour les polluants à effet cancérigène ou à effet systémique sans seuil (cadmium, dioxines, particules)**

L'impact collectif ( $I_{ing}$  - nombre de cas d'excès de cancers vie entière) par ingestion est calculé ainsi :

$$I_{ing} = R_{ing} \times NP$$

où :

-  $R_{ing}$  est le risque vie entière par ingestion :

$$R_{ing} = RU_{ing} \times D,$$

où :

-  $RU_{ing}$  est le Risque Unitaire par voie orale ( $(\text{mg}/\text{kg} \cdot \text{pc}/\text{j})^{-1}$ )

-  $D$  est la dose journalière ingérée ( $\text{mg}/\text{kg} \cdot \text{pc}/\text{j}$ ) (apport quotidien alimentaire calculé par CalTOX)

-  $NP$  est le nombre de personnes exposées dans la zone concernée

L'impact total est ensuite exprimé en nombre de cas d'excès de cancers par an en considérant que l'exposition a lieu sur 70 ans. Les résultats pour la dioxine sont fournis dans le Tableau 2. L'impact n'a pas été calculé pour le **cadmium**.

**Tableau 2. Impact par ingestion des rejets d'un incinérateur, étude SFSP**

	Risque moyen vie entière *	Impact annuel dans la population **
Dioxines, selon l'approche US EPA		
- pour 6 235 personnes résidant sous le panache et consommant leur auto-production	$7 \cdot 10^{-3}$ à $7 \cdot 10^{-2}$	0,6 à 6,4
- pour 8 471 personnes sous le panache ne consommant pas de produits locaux	$8 \cdot 10^{-4}$	0,1

\* Cette valeur correspond au risque individuel d'excès de cancers vie entière ( $R_{ing}$ ) obtenu en tenant compte de la dose journalière ingérée suite aux rejets dans l'environnement attribuables à l'installation.

\*\* L'impact annuel correspond au nombre de cas de cancers en excès par an dans la population. Il est estimé sur la base d'une population exposée de 14 706 personnes sous le panache, et d'une exposition pendant 70 ans.

Pour les émissions ayant une même toxicité par les deux voies (cas des dioxines) le calcul du risque total est effectué en sommant l'impact par ingestion et celui par inhalation ( $I_{total} = I_{ing} + I_{inh}$ ). Dans le cas des dioxines, l'impact total annuel estimé est compris entre 0,7 et 6,5 excès de cas de cancers pour une population de 14 706 personnes exposées sous le panache.