

# Préface

La société moderne souhaite poursuivre son développement économique, sous réserve que cela n'altère pas la qualité des milieux naturels et la santé humaine. La fin du XX<sup>ème</sup> siècle a vu fleurir les réflexions sur les principes de précaution et de prévention, la nouvelle gouvernance du risque et le développement durable. Toutes témoignent d'une évolution profonde du monde industrialisé vers la prise en compte de la fragilité de la vie humaine et de la dynamique écologique en tant que paramètres incontournables de l'économie.

Dans ce contexte, l'expertise des risques est devenue une activité majeure qui fait appel à des organismes de recherche et d'appui aux politiques publiques et aux décideurs. L'INERIS est confronté depuis quelques années au besoin de développement des outils nécessaires à la prise en compte des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact des installations classées.

La demande d'expertise a plusieurs origines. L'administration, notamment les services déconcentrés de l'État, examine les dossiers d'étude d'impact et instruit les demandes d'autorisation. Les industriels ont besoin de s'appuyer sur les meilleurs outils disponibles pour évaluer les risques liés au développement de leurs activités, risques placés, faut-il le rappeler, sous leur responsabilité. Les entreprises d'ingénierie et de contrôle trouvent dans les nouvelles exigences de la société en matière d'environnement et de santé les marchés pour se développer. Enfin les citoyens, individuellement ou regroupés au sein d'associations, souhaitent participer aux débats sur les risques, aux choix de développement locaux et nationaux ou, tout simplement, exigent légitimement d'être informés des risques qu'ils encourent.

L'INERIS, fort de son expérience et de sa place au sein des organismes d'expertise, se devait de faire savoir au plus grand nombre quelles méthodes il met en œuvre pour évaluer les risques. Ce souci de transparence et d'information, d'expression de son savoir-faire en toute indépendance, est complémentaire de l'action de formation en direction des pouvoirs publics et des industriels que mène l'Institut. L'information produite par l'INERIS, financée par l'État, est ainsi restituée à la collectivité.

La réalisation de ce document s'est appuyée sur les travaux de l'INERIS, mais également sur les travaux des groupes mis en place par le Service de l'Environnement Industriel de la Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. Nous avons également souhaité confronter notre expérience à celle des acteurs et des parties prenantes de ce secteur en ouvrant un forum de discussion sur notre site internet. Suite à une première version projet dès septembre 2000, puis à une seconde un an plus tard, nous avons pu aboutir au document actuel. Le retour d'expérience a été extrêmement riche et a contribué à une validation technique et une appropriation plus rapide de la méthode par les évaluateurs du risque. Ainsi, au-delà d'un guide méthodologique, le document intègre les enseignements tirés de plus de deux ans de pratique de l'évaluation des effets sur la santé liés aux installations classées.

Pour continuer dans cette voie, nous travaillons à un guide équivalent concernant les impacts pour les écosystèmes afin de contribuer, à travers l'expérience du pôle national d'écotoxicologie, à la protection des milieux naturels et de la biodiversité. Nous espérons ainsi favoriser le transfert sans délai des résultats de nos recherches et de l'expérience de nos experts vers la société civile, au profit de la santé humaine des générations actuelles et futures.

Eric Vindimian  
Directeur des Risques Chroniques



# SOMMAIRE

	PRÉFACE .....	1
	INTRODUCTION .....	5
<b>PARTIE 1</b>	<b>CONTEXTE RÉGLEMENTAIRE ET ADMINISTRATIF .....</b>	<b>9</b>
	1 Cadre réglementaire général des installations classées .....	9
	2 Cadre réglementaire particulier de l'étude d'impact .....	10
	2.1 Renforcement des exigences dans le contenu des études d'impact .....	10
	2.2 Les principes de l'évaluation des risques sanitaires .....	11
	2.3 Limites liées à l'état des connaissances .....	12
	2.4 Présentation de l'étude des effets sur la santé dans l'étude d'impact .....	13
<b>PARTIE 2</b>	<b>ÉTAPES FONDAMENTALES DE L'ÉVALUATION DES RISQUES .....</b>	<b>17</b>
	1 <b>Caractérisation du site</b> .....	17
	1.1 Étude d'environnement .....	18
	1.2 Données bibliographiques .....	19
	1.3 Sélection des substances à prendre en compte dans l'évaluation quantitative du risque sanitaire (EQRS) .....	20
	2 <b>Identification du danger des substances chimiques</b> .....	21
	3 <b>Évaluation de la relation dose-réponse</b> .....	22
	3.1 Valeurs toxicologiques de référence .....	23
	3.2 Présentation synthétique des VTR .....	24
	3.3 Facteurs de sélection des études et des évaluations de toxicité .....	25
	4 <b>Évaluation des expositions</b> .....	26
	4.1 Durées d'exposition à considérer .....	27
	4.2 Établissement du schéma conceptuel .....	28
	4.3 Détermination des niveaux d'exposition .....	30
	4.4 Quantification de l'exposition .....	34
	5 <b>Caractérisation du risque</b> .....	36
	5.1 Vérification de l'adéquation des données toxicologiques aux données d'exposition .....	36
	5.2 Quantification du risque .....	40
	5.3 Évaluation des incertitudes .....	42
	5.4 Présentation des résultats .....	47
<b>PARTIE 3</b>	<b>ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES POUR LES DOSSIERS ICPE : UNE APPROCHE PROGRESSIVE .....</b>	<b>51</b>
	1 <b>Les deux niveaux d'approche</b> .....	53
	2 <b>Caractérisation du site et de son environnement</b> .....	53
	2.1 Inventaire des substances par catégories de rejet .....	53
	2.2 Sélection de polluants « traceurs du risque » .....	55
	3 <b>Évaluation des expositions</b> .....	58
	3.1 La zone d'influence du site et les populations potentiellement exposées .....	58
	3.2 L'environnement du site .....	59
	3.3 Les concentrations dans l'environnement .....	59
	3.4 Les voies d'exposition .....	60
	3.5 Les scénarios d'exposition et le calcul des Doses Journalières d'Exposition .....	60
	4 <b>Évaluation du risque : deux niveaux d'approche</b> .....	61
	5 <b>Effets attribuables et effets cumulés</b> .....	61
	6 <b>Distinction entre ERS et ESR</b> .....	62
<b>PARTIE 4</b>	<b>CANEVAS DU CHAPITRE DE SYNTHÈSE DANS L'ÉTUDE D'IMPACT .....</b>	<b>63</b>
	1 <b>Identification des dangers</b> .....	65
	2 <b>Relation dose-réponse</b> .....	65
	3 <b>Évaluation de l'exposition</b> .....	66
	4 <b>Caractérisation du risque</b> .....	66
	5 <b>Discussion/conclusion</b> .....	67

	<b>CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES .....</b>	<b>69</b>
	<b>BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>71</b>
	<b>ACRONYMES ET GLOSSAIRE .....</b>	<b>75</b>
<b>ANNEXE 1</b>	<b>CAS D'UNE USINE DE FABRICATION D'ENGRAIS PHOSPHATÉS .....</b>	<b>81</b>
<b>ANNEXE 2</b>	<b>MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE DES REJETS DES INSTALLATIONS INDUSTRIELLES .....</b>	<b>97</b>
<b>ANNEXE 3</b>	<b>RÈGLES DE BONNES PRATIQUES POUR LA MODÉLISATION DE L'EXPOSITION .....</b>	<b>109</b>
<b>ANNEXE 4</b>	<b>CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES SUBSTANCES UTILES À LA DÉTERMINATION DE L'EXPOSITION .....</b>	<b>135</b>
<b>ANNEXE 5</b>	<b>NOTIONS DE TOXICOLOGIE À L'USAGE DES ÉVALUATEURS DE RISQUES .....</b>	<b>143</b>

# INTRODUCTION

Dès la mise en place de la réglementation des installations classées en 1976, le législateur avait prévu que l'exploitant devait analyser les effets de l'installation sur l'environnement, l'hygiène, la salubrité publique. Les différents événements ou crises survenus ces dernières années ont entraîné une demande sociale croissante de prise en compte des risques sanitaires. Le renforcement des exigences en la matière a nécessité la mise au point d'outils et de méthodes d'analyse et d'évaluation de ces risques.

Cet ouvrage aborde les effets sur la santé liés tant à la manipulation, la transformation et le stockage de substances chimiques dans une installation industrielle qu'aux émissions de ces substances et aux conséquences sur la population environnante. L'évaluation du risque sanitaire a été volontairement limitée à ce type de risques, afin de mettre l'information à disposition des acteurs dans les meilleurs délais. Les risques microbiologiques, les effets sur la santé liés aux bruits et aux vibrations, ainsi qu'aux ondes électromagnétiques devront faire l'objet d'autres études. De même l'évaluation des risques pour l'écosystème fera l'objet d'un ouvrage spécifique.

Après un bref rappel du contexte réglementaire des installations classées, le document présente les phases fondamentales de l'évaluation des risques dont la caractérisation du site industriel dans son environnement. Le risque pour la santé résulte de la conjonction d'un danger et de l'exposition à ce danger. Celui-ci est caractérisé par les propriétés toxicologiques des substances chimiques mises en œuvre dans une installation, l'exposition prend en compte le devenir de ces substances dans l'environnement, les modalités et les différentes voies par lesquelles les populations présentes dans l'environnement du site peuvent être atteintes. L'identification des dangers s'appuie sur les études expérimentales et épidémiologiques et sur les relations dose/effet caractérisant une substance donnée.

Un chapitre est consacré à l'évaluation des risques dans le cadre des études d'impact d'installations classées et à la façon de mettre en œuvre la méthode en adaptant le niveau d'approfondissement de chaque phase fondamentale à la complexité et aux enjeux d'une installation donnée. Un canevas de présentation du chapitre de synthèse est également proposé.

Afin d'illustrer la méthode et d'apporter des précisions sur certains outils utilisés dans les différentes étapes, l'ouvrage propose plusieurs annexes.

La première présente un exemple d'application au cas d'une usine de fabrication d'engrais phosphatés. Viennent ensuite trois annexes plus particulièrement consacrées à la détermination de l'exposition : la caractérisation de la concentration dans l'air d'un polluant par modélisation numérique de la dispersion atmosphérique des effluents gazeux, les règles de bonnes pratiques de modélisation de l'exposition et les caractéristiques physico-chimiques des substances utiles à la détermination de l'exposition. La cinquième annexe précise les notions toxicologiques de base à l'usage des évaluateurs de risque.



# **PARTIE 1**

## **CONTEXTE REGLEMENTAIRE ET ADMINISTRATIF**

**1 – Cadre réglementaire général des installations classées**

**2 – Cadre réglementaire particulier de l'étude d'impact**





## **Partie 1 - Contexte réglementaire et administratif**

---

Cette première partie évoque succinctement les différents aspects réglementaires et les principes qui encadrent l'activité d'évaluation des risques sanitaires pour les études d'impact des installations classées. Le lecteur plus particulièrement intéressé par ces divers aspects se reportera aux textes législatifs et réglementaires appropriés.

### **1 CADRE REGLEMENTAIRE GENERAL DES INSTALLATIONS CLASSEES**

Le cadre réglementaire général dans le domaine des installations classées est constitué par :

- la loi 76-663 du 19 juillet 1976 intégrée depuis dans le livre V du code de l'Environnement,
- le décret 77-1133 du 21 septembre 1977, modifié par le décret du 20 mars 2000 n° 2000-258 où le mot santé apparaît en plus du mot hygiène.

Le champ d'application est défini dans le Livre V – Titre I - Chapitre II du code de l'Environnement qui distingue les installations soumises à déclaration de celles soumises à autorisation, concernées par l'application des nouvelles exigences en matière d'impact sur la santé.

La procédure d'autorisation est définie dans la section 1 du chapitre II susmentionné. Le contenu de la demande d'autorisation est précisé par l'article 2 du décret 77-1133 du 21 septembre 1977. Pour mémoire celle-ci comprend :

- une lettre de demande signée, qui renseigne sur l'identité du demandeur, la localisation de l'installation, la nature et le volume des activités, les procédés de fabrication, les capacités techniques et financières de la société à mener à bien l'exploitation de l'installation, ainsi que la situation administrative de l'établissement concerné,
- des documents cartographiques comprenant au moins les pièces suivantes :
  - plan au 1/25000 avec l'emplacement des installations projetées,
  - plan au 1/2500 des installations et de ses abords,
  - plan au 1/200 détaillant les installations et leurs abords immédiats,
- une étude d'impact de l'installation sur son environnement. Pour faciliter la prise de connaissance par le public des informations contenues dans l'étude, celle-ci fera l'objet d'un résumé non technique,
- une étude des dangers qui décrit les dangers liés à l'installation et présente les mesures propres à réduire l'occurrence et les effets d'un accident,
- une notice hygiène et sécurité relative à la conformité des installations projetées avec les prescriptions législatives et réglementaires concernant l'hygiène et la sécurité du personnel.

Les conditions de fonctionnement de l'installation sont précisées dans un arrêté préfectoral. (cf article 6 de la Loi 76-663 du 19 juillet 1976).

## **2 CADRE REGLEMENTAIRE PARTICULIER DE L'ETUDE D'IMPACT**

La circulaire du 19 juin 2000, concernant les études d'impact réalisées dans le cadre de la demande d'autorisation d'exploitation en conformité à la législation sur les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE), précise le cadre et les grands principes de la démarche visant à renforcer la protection de la santé publique.

Le contenu de l'étude d'impact reste défini par le décret du 21 septembre 1977 (modifié le 20 mars 2000) en dérogation au régime général des études d'impact. Les études d'impact pour les installations classées doivent permettre de protéger les intérêts visés à l'article 1 de la loi du 19 juillet 1976, article qui fait mention de la santé publique. Toutefois, pour les installations classées, la modification introduite par l'article 19 de la Loi sur l'Air de 1996 a conduit à mettre en lumière une exigence qui existait certes déjà, mais qui était insuffisamment prise en compte.

### **2.1 RENFORCEMENT DES EXIGENCES DANS LE CONTENU DES ETUDES D'IMPACT**

S'agissant des effets sur la santé, l'étude doit porter sur l'ensemble des rejets qu'une installation peut engendrer et de leurs conséquences pour la santé humaine et non se limiter à la seule pollution de l'air. Le niveau d'exigence requis dans la conduite et la présentation de ces aspects de l'étude obéit aux mêmes principes que le reste de l'étude d'impact.

L'étude doit mettre prioritairement l'accent sur les problèmes qui constituent de réels enjeux pour la santé et pour l'environnement, et porter principalement sur les thèmes qui ont un sens par rapport aux caractéristiques du projet et à sa localisation : les problèmes liés à la pollution de l'air ou au bruit trouvent une résonance particulière en milieu urbain ou à proximité d'habitations en zone rurale, tandis que les problèmes liés à la pollution de l'eau ou à la pollution des sols touchent indifféremment le milieu rural et le milieu urbain.

La description des populations exposées aux émissions d'une installation doit être plus développée dans l'étude d'impact. C'est probablement un des points qui doit être amélioré, ce qui facilitera la compréhension des impacts d'une installation.

Le renforcement en matière de protection de la santé doit conduire à mettre l'accent sur la surveillance des paramètres importants en matière de santé publique, tant sur le site que en dehors du site. Il peut s'agir de la surveillance des paramètres pertinents dans l'air ambiant, les eaux souterraines et les eaux superficielles, mais aussi de la surveillance des retombées sur les végétaux, des niveaux de bruit entraînés par l'installation dans son environnement. On s'attachera à sélectionner les paramètres les plus significatifs jouant un rôle déterminant dans l'évaluation du risque. Pour cela des concepts nouveaux sont introduits dans l'étude d'impact : toxicité des substances sur l'homme et Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR).

## 2.2 LES PRINCIPES DE L'ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

**« L'étude d'impact doit examiner les conséquences du projet sur la santé des populations. La méthode pour examiner cet impact doit être applicable à toutes les catégories d'installations classées, de celles présentant un impact potentiel faible sur la santé à celles manipulant des substances très dangereuses ».**

L'évaluation des risques sanitaires doit être comprise comme une démarche visant à structurer les éléments de connaissances, tout en les assortissant des incertitudes correspondantes. Elle a pour but de présenter aux différentes parties, et de manière explicite, les éléments d'analyse sur lesquels la prise de décision pourra s'appuyer. L'évaluation des risques pour la santé est donc un outil d'analyse au service des gestionnaires du risque. A ce titre, elle doit respecter les principes inscrits ou inspirés par les différents textes implicitement contenus dans la loi de 76 et le code de l'Environnement.

Quatre grands principes sont à respecter lors d'une démarche d'évaluation des risques sanitaires :

- le principe de prudence scientifique,
- le principe de proportionnalité, présent dans la circulaire du 3 décembre 1993 relative aux sites pollués, et adoptable dans le champ de l'évaluation des risques sanitaires liés aux ICPE,
- le principe de spécificité, présent également dans la circulaire citée ci-dessus,
- le principe de transparence.

L'évaluation des risques doit s'appuyer sur les connaissances scientifiques et les données propres au site. La démarche d'évaluation du risque sanitaire s'accommode du déficit de connaissance et de l'existence d'inévitables incertitudes scientifiques. En effet, elle a été établie dans l'objectif d'aider à la prise de décision en situation d'incertitude. Ainsi dans cette démarche, l'évaluateur est amené à faire des hypothèses et à prendre des options pour mener à bien son analyse.

Principe de spécificité	Principe de prudence scientifique
il assure la pertinence de l'étude par rapport à l'usage et aux caractéristiques du site et de son environnement. Elle doit prendre en compte le mieux possible les caractéristiques propres du site, de la source de pollution et des populations potentiellement exposées.	il consiste à adopter, en cas d'absence de données reconnues, des hypothèses raisonnablement majorantes définies pour chaque cas à prendre en compte.
Principe de proportionnalité	Principe de transparence
il veille à ce qu'il y ait cohérence entre le degré d'approfondissement de l'étude et l'importance des incidences prévisibles de la pollution. Ce principe peut conduire à définir une démarche par approches successives dans l'évaluation des risques pour la santé ; c'est ce qui sera abordé dans un chapitre spécifique.	étant donné qu'il n'existe pas une connaissance absolue, le choix des hypothèses, des outils à utiliser, du degré d'approfondissement nécessaire relève du jugement et du savoir-faire de l'évaluateur face à chaque cas d'étude particulier. La règle de l'évaluation des risques est que ces choix soient <b>cohérents</b> et <b>expliqués</b> par l'évaluateur, afin que la logique du raisonnement puisse être suivie et discutée par les différentes parties intéressées. L'objectif de transparence des termes de la conclusion de l'étude sera ainsi respecté.

### 2.3 LIMITES LIEES A L'ETAT DES CONNAISSANCES

Les développements de certains aspects de l'étude peuvent trouver leurs limites dans l'état des connaissances scientifique et technique ou des avancées méthodologiques. Dans les domaines où les effets directs ou indirects de certaines pollutions ou nuisances sur la santé humaine ne sont pas établis avec suffisamment de certitude, dans ceux où les méthodes d'analyse des coûts des pollutions et nuisances ne sont pas établies ou reconnues, l'étude ne pourra pas toujours aller au-delà de l'identification du problème et de l'indication des risques potentiels encourus par les populations exposées (étude qualitative).

L'étude devra alors s'appuyer sur le principe de prudence et non pas de précaution. En effet le principe de précaution fait clairement partie du domaine de la gestion des risques.

Dans sa démarche, l'évaluateur aura recours au principe de prudence et devra motiver les hypothèses retenues. La nécessité d'une démarche transparente oblige à préciser les choix opérés face aux incertitudes rencontrées à tous les stades de l'évaluation. Les résultats et la qualité de l'évaluation sont intimement liés au déroulement des différentes étapes de l'évaluation et donc des savoirs scientifiques qui les ont constitués.

Le gestionnaire pourra ainsi prendre une décision assise sur un état de l'art décrit par l'évaluateur mettant en évidence les incertitudes scientifiques résiduelles, et pas uniquement sur un résultat brut d'analyse ou sur des recommandations insuffisamment motivées. Pour le gestionnaire ou le décideur, le résultat de l'évaluation ne constitue qu'un des paramètres du processus de décision ; des critères sociaux, politiques, économiques etc., font également partie de ce processus et ne sont pas du domaine de l'évaluation des risques.

**L'évaluation des risques s'appuie sur le principe de prudence ; la gestion des risques respecte le principe de précaution**

#### **2.4 PRESENTATION DE L'ETUDE DES EFFETS SUR LA SANTE DANS L'ETUDE D'IMPACT**

Dans le cadre des projets d'aménagement, l'étude des effets sur la santé doit constituer un volet spécifique de l'étude d'impact : « Il est souhaitable que ce volet soit individualisé au sein de l'étude d'impact, pour constituer un chapitre à part entière [...] un traitement séparé de cette question aura le double avantage de répondre formellement aux exigences de la loi et de permettre au décideur et au public d'accéder plus aisément à ces éléments d'information ».

Dans le cas des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE), l'administration n'entend pas imposer une présentation sous forme d'un « volet sanitaire ». En effet le champ de l'étude d'impact couvre également les risques pour les milieux naturels dont l'évaluation procède d'une démarche similaire et utilise un grand nombre de données communes. Si, dans certains cas, il sera utile de présenter séparément les aspects sanitaires et ceux liés aux écosystèmes, il pourra également être opportun de regrouper l'ensemble des impacts pour le monde vivant dans une analyse par compartiment ou pas substance.

Dans tous les cas, les données relatives aux populations exposées doivent être facilement accessibles dans l'étude d'impact et, dès lors qu'une population est potentiellement exposée par de multiples voies à une même substance, il est souhaitable de faire la synthèse des expositions et donc des risques. Les attentes vis-à-vis de la santé ou de la protection des milieux naturels étant souvent exprimées de façon distincte et appréciées par des personnes de compétences différentes, cette synthèse permettra ainsi une plus grande transparence du processus et un accès facile à l'information tant pour le gestionnaire que le public.



## **PARTIE 2**

### **ETAPES FONDAMENTALES DE L'ÉVALUATION DES RISQUES**

**1 – Caractérisation du site**

**2 – Identification du danger des substances chimiques**

**3 – Evaluation de la relation dose-réponse**

**4 – Evaluation des expositions**

**5 – Caractérisation du risque**





## Partie 2 - Étapes fondamentales de l'évaluation des risques

---

La démarche d'évaluation des risques a été développée par l'Académie des Sciences américaine au début des années 80 ; elle a été reprise au niveau de l'Union européenne<sup>1</sup>. C'est cette démarche que nous proposons d'intégrer à l'étude de l'impact sanitaire des installations classées dans le cadre de ce guide. L'évaluation des risques liés aux substances chimiques pour la santé prévoit quatre étapes : l'identification du potentiel dangereux ou identification des dangers, l'évaluation de la relation dose-réponse, l'évaluation de l'exposition et la caractérisation des risques.

Cette démarche a été établie pour des substances chimiques considérées individuellement alors que l'on s'intéresse ici à un ensemble de substances émises par un site. Une étape préalable est donc nécessaire pour caractériser le site, tant en ce qui concerne les substances émises<sup>2</sup> que les populations éventuellement exposées.

### 1 CARACTERISATION DU SITE

Cette étape doit permettre :

- **de définir l'ensemble des voies de transfert et d'exposition** pour les populations à l'extérieur du site en appliquant le concept « Source - Vecteur - Cible »,
- **de renseigner les valeurs spécifiques** d'un certain nombre de paramètres. D'une manière générale, l'évaluateur aura intérêt à s'attacher aux paramètres connus comme ayant un effet sensible sur le résultat final.

Cette étape qui repose sur la collecte et l'analyse de données tant qualitatives que quantitatives, est une étape primordiale. Elle mérite que l'on y consacre le temps et les moyens nécessaires. Ainsi une étude insuffisante de l'environnement du site peut conduire à une définition imprécise des populations potentiellement exposées et/ou à une mauvaise définition des compartiments et des voies d'exposition. Les phases ultérieures de quantification de l'exposition et du risque peuvent alors perdre tout leur intérêt.

---

<sup>1</sup> Directive 93/67/CEE de la commission du 20 juillet 1993 établissant les principes d'évaluation des risques pour l'homme et pour l'accroissement des substances nouvelles et le règlement CE n° 1488/94 de la commission du 28 juin 1994 établissant les principes d'évaluation des risques pour l'homme et pour l'environnement présentés par les substances existantes.

<sup>2</sup> Il convient de noter qu'une étape similaire existe également dans le cadre des évaluations de risque alimentaire qui suivent une méthodologie codifiée par le *Codex alimentarius*. Dans ce cas le danger ne recouvre pas la notion d'effet mais définit les agents dangereux : substances chimiques, micro-organismes susceptibles de provoquer des effets nocifs chez l'homme. La caractérisation des dangers consiste à les identifier alors que dans le domaine des sciences de l'environnement elle consiste à identifier leurs effets, d'où la nécessité de cette première étape.

## 1.1 ETUDE D'ENVIRONNEMENT

### 1.1.1 INFORMATIONS A COLLECTER

La collecte des informations doit répondre à cinq objectifs.

- **Identifier l'ensemble des substances dangereuses susceptibles d'être émises par le site**, en tenant compte des éventuels produits issus de la transformation dans l'environnement des produits initialement émis, certaines substances de dégradation ont en effet parfois un potentiel dangereux plus élevé que les substances mères. L'objectif est d'obtenir un inventaire qualitatif le plus complet possible. Toutes les catégories de rejet sont concernées : gaz, liquides, solides.
- **Relever l'ensemble des flux d'émission disponibles** pour tout ou partie des substances listées.
- **Définir les différents types de populations** concernées en fonction de leurs activités, de leur âge, de leur sensibilité.

Ainsi, dans le cas d'un site industriel avec des émissions atmosphériques, il faudra préalablement identifier la zone d'influence du site, par exemple via l'utilisation d'un modèle de dispersion. Il conviendra également d'identifier les populations présentes et potentiellement exposées, aussi bien par inhalation directe que via les retombées au sol le cas échéant.

Par ailleurs, on veillera à repérer les populations sensibles : enfants en bas âge, personnes âgées, malades..., en particulier en recensant les lieux de vie où elles passent un temps significatif : crèche, école, maison de retraite, hôpital...

- **Identifier les installations et aménagements dans la zone d'influence du site :**
  - induisant des usages ou des activités sensibles : présence de puits privés, de jardins ouvriers, d'étangs aménagés pour la pêche ou la baignade, pisciculture...,
  - ou à l'inverse limitant ou condamnant leur possibilité d'usage : interdiction de baignade, de pêche...,
  - autres sites industriels, activités agricoles...

A ce niveau, l'évaluateur tiendra compte des usages et comportements locaux.

- **Relever les caractéristiques physiques du site** qui peuvent favoriser la mobilité des polluants et/ou l'exposition des personnes. Quelques exemples de ces caractéristiques physiques : caractère inondable de la zone, zone karstique, atmosphère peu ventilée favorisant l'accumulation de polluant gazeux dans l'air, zone très ventilée avec sol nu favorisant la remise en suspension de poussières du sol.

L'évaluateur s'assurera dans la mesure du possible de la pertinence et de l'efficacité des dispositions et des dispositifs de prévention et de protection mis en œuvre ou envisagés par l'exploitant.

### 1.1.2 CAS D'UNE INSTALLATION NOUVELLE

Dans le cas d'une installation nouvelle, l'évaluateur veillera à faire préciser par l'administration et les collectivités locales l'existence d'un **projet d'aménagement** de l'environnement de la future installation classée. Le plan d'aménagement de l'environnement de l'installation classée pourra

ainsi permettre d'attribuer un usage aux différentes parcelles et rendre l'évaluation des risques beaucoup plus pertinente.

Parmi les sources de données, l'évaluateur pourra consulter :

- les données de recensement auprès de la mairie,
- le plan d'occupation des sols,
- le schéma directeur d'aménagement,
- le schéma d'aménagement et de gestion des eaux.

Il pourra aussi interroger les services susceptibles d'assurer des missions de contrôle et de prévention : DDASS, missions inter-services de l'eau...

### 1.1.3 CAS D'UNE INSTALLATION EXISTANTE

Dans ce cas, l'étude d'environnement de l'installation existante doit être présentée dans l'étude d'impact correspondante ; celle-ci constitue donc la principale source de données initiales pour l'évaluation du risque sanitaire (ERS). En effet, l'évaluateur doit pouvoir retrouver, dans cette étude d'impact, les éléments de base indispensables à l'évaluation des risques, à savoir :

- un inventaire des substances dangereuses (manipulées, transformées, stockées...),
- les mesures et/ou modélisations quantifiant les rejets (canalisés ou diffus),
- les concentrations de toxiques indispensables à la détermination des expositions,
- une description de l'environnement et des populations potentiellement exposées.

Une visite du site et de ses alentours est indispensable afin de cibler les éventuels prélèvements complémentaires à effectuer dans le cadre de l'étude d'impact, d'appréhender l'environnement de l'installation, sa topographie, les populations potentiellement exposées, etc.

En l'absence de l'un de ces éléments, une étude complémentaire à l'étude d'impact existante sera indispensable : campagne de mesures, modélisation de la dispersion des polluants dans l'environnement, campagne d'observations sur le site et son environnement pour compléter l'inventaire des substances en présence, recensement des populations et de leurs particularités éventuelles.

## 1.2 DONNEES BIBLIOGRAPHIQUES

Des données scientifiques complémentaires à celles obtenues par l'étude d'environnement sont nécessaires pour mettre en place le schéma et/ou le modèle conceptuel d'exposition et définir les substances à prendre en compte dans l'évaluation des risques.

Elles portent sur :

- la toxicité des substances et leurs propriétés physico-chimiques,
- le devenir des polluants dans l'environnement,
- la connaissance d'éventuels problèmes sanitaires environnementaux liés au type d'installation ou de substance.

Il est indispensable à ce niveau de disposer des premiers éléments concernant la toxicité des substances chez l'homme. Ces données permettront de :

- définir le seuil de sensibilité analytique nécessaire,
- pouvoir sélectionner les substances sur lesquelles porteront les évaluations quantitatives des expositions et du risque.

Il faut également disposer d'éléments concernant le devenir des polluants dans l'environnement pour :

- tenir compte des substances qui n'ont pas été introduites directement par une activité humaine mais qui sont issues de phénomènes de dégradation,
- connaître les voies de passage ou de transfert préférentielles du polluant. Ces éléments aideront l'évaluateur à définir les voies d'exposition à prendre en considération,
- connaître la persistance (temps de demi-vie, coefficient de bio-accumulation...) des polluants dans les divers compartiments environnementaux et les chaînes alimentaires pouvant aboutir à une contamination humaine (exemple : bio-accumulation dans les poissons...). Ces éléments aideront l'évaluateur à définir les scénarios tenant compte des différentes modalités d'exposition.

### **1.3 SELECTION DES SUBSTANCES A PRENDRE EN COMPTE DANS L'EVALUATION QUANTITATIVE DU RISQUE SANITAIRE (EQRS)**

Dans tous les cas, un inventaire qualitatif de l'ensemble des substances présentes sur le site devra apparaître dans la phase de caractérisation du site préalable à l'identification du danger. L'évaluateur pourra choisir de prendre en compte l'exposition et le risque liés à l'ensemble de ces substances. Mais pour des raisons pratiques, l'évaluateur sera souvent amené à faire un choix des substances qu'il intégrera dans l'évaluation, et qu'il considérera donc comme déterminants essentiels du risque. Ce choix devra être justifié.

Il s'appuiera sur un certain nombre de critères liés :

- à la toxicité des substances,
- à la connaissance des effets principaux et secondaires associés aux substances en présence,
- à la connaissance de la relation dose-effet attribuable à la substance et du degré de confiance qui lui est associé,
- à la présence constatée de la substance dans l'environnement de l'installation et à la quantité émise,
- à la spécificité de la substance par rapport à la source étudiée,
- au comportement de la substance dans l'environnement etc.

Un seul critère n'est pas suffisant pour justifier du choix d'une substance. Une substance faiblement toxique et présente en quantité limitée pourra ainsi ne pas être prise en compte. Un calcul rapide du niveau d'exposition (par exemple : utilisation de la concentration en sortie de cheminée comme niveau d'exposition) et du niveau de risque (utilisation des relations dose-réponse) peut être un moyen de justification efficace. Enfin, d'autres critères peuvent influencer sur le choix des substances tels que une problématique locale liée à l'inquiétude de la population sur telle ou telle substance ou une problématique plus générale lorsqu'une substance est systématiquement associée au type d'activité étudié : exemple des dioxines pour les incinérateurs.

## 2 IDENTIFICATION DU DANGER DES SUBSTANCES CHIMIQUES

**L'identification du potentiel dangereux ou l'identification des dangers consiste à identifier des effets indésirables que les substances sont intrinsèquement capables de provoquer chez l'homme.**

Les substances chimiques sont susceptibles de provoquer des effets aigus liés à une exposition courte à des doses en général assez élevées et des effets subchroniques ou chroniques susceptibles d'apparaître suite à une exposition prolongée à des doses plus faibles. Dans le cadre de l'évaluation du risque sanitaire autour des installations classées, c'est essentiellement la toxicité subchronique à chronique, qui nous préoccupe.

Les substances chimiques peuvent avoir un effet local directement sur les tissus avec lesquels elles entrent en contact (par exemple irritation, sensibilisation cutanée, cancer cutané...) ou un effet dit « systémique » si elles pénètrent dans l'organisme et agissent sur un ou plusieurs organes distants du point de contact. Cette distinction concerne à la fois les toxiques non cancérigènes et les toxiques cancérigènes, mais l'usage conduit souvent à confondre « toxiques systémiques » et « toxiques non cancérigènes ».

On distingue également les toxiques présentant un effet à seuil et les toxiques sans seuil, comme définis ci-après.

- **Effets à seuil** : indique un effet qui survient au-delà d'une dose administrée, pour une durée d'exposition déterminée à une substance isolée. L'intensité des effets croît alors avec l'augmentation de la dose administrée. En deçà de cette dose, on considère que l'effet ne surviendra pas. Ce sont principalement les effets non cancérigènes, voire les cancérigènes non génotoxiques, qui sont classés dans cette famille.
- **Effets sans seuil** : indique un effet qui apparaît quelle que soit la dose reçue. La probabilité de survenue croît avec la dose et la durée d'exposition, mais l'intensité de l'effet n'en dépend pas. Cette famille concerne principalement les effets cancérigènes génotoxiques.

Cette distinction repose sur l'hypothèse de mécanismes d'action différents.

L'évaluation du danger se fait par l'analyse des données validées chez l'homme ou, à défaut, des données expérimentales chez l'animal. Les résultats des études expérimentales réalisées sous assurance qualité (référentiel des Bonnes Pratiques de Laboratoire – BPL) sont privilégiés. Les données de toxicité relatives à certaines populations sensibles, seront particulièrement considérées si elles existent. Sont notamment considérées comme populations sensibles : les enfants, les personnes âgées, les femmes enceintes, les asthmatiques, les insuffisants respiratoires ou les personnes immuno-déprimées.

Les dangers à prendre en compte pour établir le profil toxicologique d'une substance chimique sont les suivants :

- la toxicité aiguë (exemple : irritations cutanées, respiratoires),
- la toxicité chronique,

- la cancérogénicité : les différentes classifications européenne, internationale (CIRC/IARC) et américaine (US EPA) seront considérées,
- la génotoxicité : la classification européenne sera présentée,
- l'impact sur la reproduction et le développement.

Les études de métabolisme ou de bio-accumulation peuvent être décrites notamment lorsque les métabolites sont des substances toxiques avérées ou lorsque la substance se bio-accumule.

Les données peuvent être synthétisées dans un tableau de ce type :

*Tableau 1 : exemple d'effets non cancérigènes : le Chrome*

Substance	Voie d'exposition		Taux d'absorption		Organe cible	
	Principale	Secondaire	Voie principale	Voie secondaire	Principal	Secondaire
Chrome VI	Inhalation	Orale cutanée	20 à 30 %		Poumon	Reins, foie, peau, rate

*Source : Fiche INERIS de Données Toxicologiques et Environnementales du Chrome*

L'annexe 5 précise les notions toxicologiques de base à l'usage des évaluateurs de risque.

Les informations sont issues d'une recherche bibliographique. Pour les substances existantes, les monographies publiées par des organismes reconnus sont examinées. Des données bibliographiques récentes ou des données validées dans le cadre des procédures réglementaires d'évaluation des risques peuvent également être citées. Elles doivent être accessibles pour être vérifiables si besoin. Lorsque certaines données font l'objet d'un débat en cours, il convient de le mentionner.

Les principales sources de données disponibles au niveau national et international sont :

- les avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France,
- les fiches de données toxicologiques de l'INERIS,
- le Journal Officiel de la Communauté européenne,
- le Centre Européen de Recherche d'Ispra,
- le Centre International de recherche sur le Cancer (CIRC),
- l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS),
- l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (US EPA),
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (USA-ATSDR),
- National Library of Medicine (USA),
- National Institute of Public Health and Environment (RIVM, Pays-Bas) etc.

### 3 EVALUATION DE LA RELATION DOSE-REPONSE

**L'évaluation de la relation dose-réponse estime la relation entre la dose ou le niveau d'exposition aux substances, et l'incidence et la gravité de ces effets.**

L'évaluation de la relation dose-réponse a pour but de définir une relation quantitative entre la dose administrée ou absorbée et l'incidence de l'effet délétère. Cette évaluation permet d'élaborer des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR).

### 3.1 VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE

Les VTR sont établies principalement à partir d'études expérimentales chez l'animal mais également à partir d'études et d'enquêtes épidémiologiques chez l'homme. Lorsque les VTR sont établies à partir des données chez l'animal, l'extrapolation à l'homme se fait en appliquant des *facteurs de sécurité* (également appelés facteurs d'incertitude ou facteurs d'évaluation), aux seuils sans effets néfastes définis chez l'animal.

Lorsque la VTR est établie à partir d'une étude épidémiologique conduite sur une population de travailleurs, l'extrapolation à la population générale se fait en appliquant également des facteurs de sécurité pour tenir compte notamment de la différence de sensibilité des deux populations.

Les facteurs de sécurité ont pour but de tenir compte des incertitudes et de la variabilité liées à la transposition inter-espèces, à l'extrapolation des résultats expérimentaux aux durées longues ou aux doses faibles et à la variabilité entre les individus au sein de la population. Ils sont cumulés en fonction du nombre de ces inconnues. Certains tiennent compte également des paramètres suivants :

- l'utilisation d'un LO(A)EL (Lowest Observed Adverse Effect Level) au lieu de NO(A)EL (Non Observed Adverse Effect Level),
- la sévérité de l'effet,
- la fiabilité des données,
- la voie d'absorption,
- durée de l'étude.

Les valeurs toxicologiques de référence sont établies pour une durée donnée : la vie entière pour les effets chroniques, et pour une voie d'absorption donnée : la voie respiratoire et la voie orale, le plus souvent. Elles peuvent également concerner les concentrations dans les milieux biologiques chez l'homme : sang, urine, cheveux...

Pour un nombre limité de substances (dioxines et HAP) des Facteurs d'Equivalence Toxique (FET) sont proposés. Ces facteurs expriment la toxicité relative d'une substance de la famille par rapport à la substance de référence de cette même famille, qui est souvent la plus toxique et la plus étudiée. Pour les dioxines, il s'agit de la 2-3-7-8 Tétrachlorodibenzodioxine (2-3-7-8 TCDD) et, pour les HAP, il s'agit du Benzo(a)pyrène (B(a)P).

Les FET appliqués aux dioxines font l'objet d'une convention internationale qui permet d'exprimer de manière uniforme les concentrations d'un mélange de dioxines (et congénères) en équivalent toxique.

$$\text{Concentration en équivalent toxique} \\ \sum C_i \times \text{FET}_i$$

où  $C_i$  = concentration du congénère  $i$  et  $\text{FET}_i$  = Facteur d'Equivalence Toxique du congénère  $i$ .

Pour les HAP, il n'existe pas de convention et les FET varient selon les auteurs (cf annexe 5). Les FET s'appliquent aux seuls effets cancérigènes systémiques donc aux Excès de Risque Unitaire (ERU).

$$ERU_{\text{substance}} = ERU_{\text{BaP}} \times FET_{\text{substance}}$$

Des valeurs toxicologiques de référence sont établies par les organismes et agences spécialisés (UE, OMS, US EPA, ATSDR, fiches INERIS) et rendues disponibles sur internet<sup>3</sup>. Les experts toxicologues savent produire des VTR en fonction de données de la littérature, de résultats expérimentaux ou de conclusions d'enquêtes épidémiologiques. Ce travail nécessite des compétences spécialisées et devra être confié à des experts ou à des organismes compétents. La mise en place d'une nouvelle législation européenne, décrite par le livre blanc sur les substances chimiques de l'Union européenne, devrait accroître considérablement la connaissance des dangers liés aux substances chimiques et la rendre disponible pour prise en compte dans les études d'impact.

Pour des informations complémentaires sur la manière dont les VTR sont établies, on se reportera au document « Valeurs toxicologiques de référence : méthodes d'évaluation » publié par l'InVS en janvier 2002.

### 3.2 PRESENTATION SYNTHETIQUE DES VTR

Les valeurs toxicologiques de référence peuvent être présentées sous forme de tableaux de synthèse.

Tableau 2 : présentation des valeurs Toxicologiques de Référence du Chrome

Substances chimiques	Source	Voie d'absorption	Facteur d'incertitude utilisé	Valeur de référence	Année d'évaluation
Chrome VI	US EPA	orale	900	RfD=3.10 <sup>-3</sup> mg/kg/j	1998
Chrome VI	ATSDR	inhalation	30	MRL=1.10 <sup>-3</sup> mg/m <sup>3</sup>	2000
Chrome VI	ATSDR	inhalation	100	MRL=5.10 <sup>-6</sup> mg/m <sup>3</sup>	2000
Chrome VI	US EPA	inhalation	90	RfC=8.10 <sup>-6</sup> mg/m <sup>3</sup>	1998
Chrome VI	US EPA	inhalation	300	RfC=1.10 <sup>-4</sup> mg/m <sup>3</sup>	1998
Chrome VI	US EPA	inhalation		ERUi=1,2.10 <sup>-2</sup> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	1998
Chrome III	US EPA	orale	1000	RfD=1,5 mg/kg/j	1998

Source : Fiche INERIS de Données Toxicologiques et Environnementales du Chrome.

Nota : les différences de valeur pour la voie d'absorption par inhalation du chrome VI correspondent à la forme particulaire ou en aérosol du chrome VI.

<sup>3</sup> Les différentes définitions des VTR proposées par les organismes tels l'OMS, l'US EPA et l'ATSDR sont données en annexe 5



Tableau 3 : présentation des valeurs de référence du Mercure dans les milieux biologiques

Milieux Biologiques	Valeurs de référence
Sang	5-10 µg/l
Urine	4 µg/l
Cheveux	1-2 mg/kg
Placenta	10 mg/kg

Exemple tiré de la Fiche INERIS de Données Toxicologiques et Environnementales du Mercure : à partir des différentes études épidémiologiques disponibles, l'OMS/IPCS (1990 1991) a publié des valeurs normales de teneurs dans les différents tissus humains

### 3.3 FACTEURS DE SÉLECTION DES ÉTUDES ET DES ÉVALUATIONS DE TOXICITÉ

La définition des dangers et de la relation dose-réponse liés à une substance demande un niveau élevé d'expertise. Cette expertise s'exerce collectivement au sein de groupes de travail qui produisent des documents de références. L'évaluateur de risque devra s'y reporter.

La sélection des valeurs toxicologiques de référence doit être faite en tenant compte de :

- la durée de l'exposition considérée,
- la voie d'exposition étudiée,
- les effets considérés,
- des justifications scientifiques apportées.

Les valeurs toxicologiques de référence définies par les organismes d'évaluation peuvent se rapporter à différents types d'expositions : aiguës, subchroniques ou chroniques. D'une manière générale :

- une exposition de type aigu correspond à une exposition de quelques secondes à quelques jours,
- une exposition de type subchronique est une exposition de quelques jours à une ou quelques années,
- une exposition chronique est une exposition allant de quelques années à la vie entière.

Selon les organismes d'évaluation ces définitions peuvent néanmoins varier. Par exemple l'US EPA considère que les valeurs toxicologiques de type chronique qu'elle définit (RfD ou RfC) peuvent s'appliquer à partir de sept années d'exposition tandis que l'ATSDR considère que les siennes (MRL : Minimum Risk Level) peuvent s'appliquer à partir d'une année d'exposition.

**Les Valeurs Toxicologiques de Référence sélectionnées doivent avoir été définies à partir d'études basées sur des durées d'exposition appropriées et en tenant compte de la voie d'exposition concernée.**

On sélectionnera les valeurs toxicologiques de références correspondant aux durées d'exposition pertinentes pour les populations riveraines de l'installation. Par ailleurs, selon la voie d'exposition, l'absorption d'une substance et son schéma métabolique peuvent être différents. Par conséquent, les valeurs toxicologiques de référence utilisées devront être sélectionnées en tenant compte de la voie d'exposition concernée dans le scénario étudié. En l'absence de données propres à la voie

cutanée, il est toutefois admis d'utiliser celles se rapportant à la voie orale en pratiquant une dérivation de voie à voie selon les recommandations de l'US EPA (cf paragraphe traitant de l'adéquation des VTR aux voies d'administrations du polluant).

Les données toxicologiques et les VTR peuvent être obtenues à partir des sources suivantes données en libre accès sur internet :

- ATSDR-Toxicological Profiles, série de monographies publiées par l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA, USA) – [<http://www.atsdr.CDC.gov>],
- OMS : Valeurs guides de l'Organisation Mondiale de la Santé (WHO Air quality guidelines, Geneva, 1999) – [<http://www.who.dk>],
- OMS-Environmental Health Criteria (IPCS), série de monographies publiées par l'Organisation Mondiale de la Santé – [<http://www.inchem.org>],
- HSDB : Hazardous Substances Databank, banque de données factuelle et textuelle produite par la National Library of Medicine (USA) – [<http://www.toxnet.nlm.nih.gov>],
- IRIS : Integrated Risk Information System, banque de données factuelle produite par l'US EPA – [<http://www.epa.gov/iris>],
- TERA : Toxicology Excellence for Risk Assessment, ONG (USA) – [<http://www.tera.org/iter>],
- TPHCWG, 1997-1999, Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group. Outil d'évaluation des hydrocarbures – [<http://www.aehs.com/publications/catalog/contents/tph.htm>],
- Fiches de données toxicologiques et environnementales – INERIS [<http://www.ineris.fr/recherches/fiches/fiches.htm>].

Données limitées ou sur support payant :

- ECDIN : Environmental Chemicals Data and Information Network, produite par le Centre Européen de Recherche d'Ispra (ECDIN 1993),
- HEAST : Health Effects Assessments Summary Tables, produite par l'US EPA,
- IUCLID : International Uniform Chemical Information Database, produite par le Centre Européen de Recherche d'Ispra.

#### 4 EVALUATION DES EXPOSITIONS

**L'évaluation de l'exposition consiste à déterminer les émissions, les voies de transfert et les vitesses de déplacement des substances et leur transformation ou leur dégradation afin d'évaluer les concentrations ou les doses auxquelles les populations humaines sont exposées ou susceptibles de l'être.**

L'exposition à une substance toxique dépend :

- de sa concentration dans les compartiments environnementaux et de son comportement physico-chimique,
- des voies et des conditions d'exposition des individus en contact avec cette substance.

L'exposition est caractérisée pour chaque voie d'exposition, par sa durée et sa fréquence et par le niveau de concentration.

Les quantités de polluant ingérées, inhalées et absorbées par la peau sont calculées à partir des hypothèses formulées sur les activités et le comportement des populations. Ces hypothèses se traduisent de manière quantitative par des Variables Humaines d'Exposition (VHE), telles que celles proposées par l'Exposure Factor Handbook (EFH, 1997) de l'EPA, ou par la base de données CIBLEX établie par l'IRSN pour le compte de l'Ademe et disponible début 2003.

Les quantités totales de polluant ingérées et absorbées par la peau sont rapportées à la masse corporelle et moyennées sur la durée d'exposition. On parle alors de Dose Journalière d'Exposition (DJE), qui s'exprime en mg ou  $\mu\text{g}$  de polluant par kilogramme de masse corporelle et par jour ( $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$  ou  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$ ). Pour la voie respiratoire, on s'intéresse à la concentration moyenne inhalée, qui s'exprime en mg ou  $\mu\text{g}$  de polluant par mètre cube et qui est parfois traduite en dose d'exposition équivalente.

**L'exposition à une substance toxique dépend de la concentration de la substance dans un milieu et de son comportement physico-chimique, et des voies et des conditions d'exposition des individus en contact avec cette substance. Elle est caractérisée par sa durée et sa fréquence, par la détermination des voies d'exposition et par le niveau de concentration.**

#### 4.1 DUREES D'EXPOSITION A CONSIDERER

Les expositions à considérer sont essentiellement des expositions de type chronique c'est-à-dire des expositions récurrentes ou continues correspondant à une fraction de la durée de vie significative. Les expositions répétées n'intervenant qu'une partie de l'année, comme celles liées à une activité saisonnière dans l'environnement (exemple : baignade) ou correspondant à un fonctionnement dégradé de l'installation, devront être également considérées.

Pour les substances susceptibles de causer des effets sur la reproduction, des expositions uniques de durée relativement courte devront être considérées. En effet, certaines substances, dont la toxicité n'est *a priori* pas très élevée, sont susceptibles de provoquer des malformations du fœtus lorsque la mère est exposée pendant une phase très courte de la gestation. Bien qu'encore mal connu, ce phénomène est maintenant bien établi pour certaines substances ; il conviendra d'adopter une attitude prudente vis-à-vis de ces toxiques dès lors que des femmes enceintes ou susceptibles de l'être font partie de la population exposée.

Enfin, on devra également considérer les autres cas où une exposition de courte durée est susceptible d'entraîner des effets aigus ou retardés et évaluer les possibilités de réalisation de ces expositions.

**Les cas relevant de circonstances accidentelles font partie du champ d'application de l'étude des dangers. Dans les autres circonstances d'exposition de courtes durées, il s'agit donc :**

- d'identifier les effets possibles, comme les effets sur la reproduction, afin de définir les mesures à mettre en place pour les supprimer ou les limiter,
- d'identifier les substances pour lesquelles les risques sont plus élevés ou d'égale sévérité que pour des expositions de longue durée.

## 4.2 ETABLISSEMENT DU SCHEMA CONCEPTUEL

A partir des rejets, il s'agit d'établir le schéma conceptuel, c'est-à-dire de décrire les voies de passage des polluants dans les différents compartiments environnementaux vers les populations cibles.

Il faut donc identifier :

- les points d'exposition et les voies de pénétration des polluants pour les différentes catégories de population potentiellement exposées,
- les modes de transfert des polluants dans les différents compartiments environnementaux, de transformation en substances filles, le passage entre les compartiments et l'éventuelle biomagnification au sein des chaînes trophiques dès lors que certaines espèces sont susceptibles d'être consommées par l'homme.

Pour cela, l'évaluateur, suivant la logique « source – vecteur – cible », prend en compte les propriétés physico-chimiques des substances, les caractéristiques physiques du milieu et les données environnementales.

**Pour décrire les voies de passage des polluants dans les différents compartiments environnementaux vers les populations cibles, l'évaluateur, suivant en cela la logique « source – vecteur – cible », prend en compte les propriétés physico-chimiques des substances, les caractéristiques physiques du milieu et les données environnementales.**

### 4.2.1 IDENTIFICATION DES POINTS D'EXPOSITION ET DES VOIES DE PENETRATION DES POLLUANTS

Les points d'exposition correspondent aux points de contact entre l'homme et les compartiments environnementaux contaminés qui peuvent être l'air extérieur et l'air à l'intérieur de l'habitation, l'eau de distribution au robinet, la partie comestible des produits végétaux et animaux consommés,

etc. Une localisation précise des points d’exposition permettra d’apporter une meilleure définition des niveaux d’exposition des individus.

Les voies de pénétration des polluants dans l’organisme sont de trois types : inhalation, ingestion et contact cutané. En fonction des compartiments environnementaux, on pourra distinguer plusieurs voies d’exposition

- Par l’inhalation :
    - de polluant sous forme gazeuse,
    - de polluant adsorbé sur les poussières,
    - de vapeur d’eau polluée.
  - Par l’ingestion directe :
    - de sol,
    - de poussières,
    - d’eau contaminée.
  - Par l’ingestion d’aliments :
    - d’origine végétale, cultivés sur le site ou à proximité,
    - d’origine animale, préparés à partir d’animaux élevés, chassés ou pêchés sur ou à proximité du site.
- Par l’absorption cutanée :
- de sol et de poussières,
  - à partir d’eau contaminée (bain, douche...),
  - de polluant sous forme gazeuse.

*Tableau 4 : exemples de modes de contamination des compartiments environnementaux à partir d’une source de pollution*

Milieux contaminés	Modes de transfert des Polluants
Air	<ul style="list-style-type: none"> <li>● dispersion atmosphérique de sources diffuses et canalisées</li> <li>● émission de poussières ou de particules du sol dans l’atmosphère</li> <li>● volatilisation de polluants sous forme gazeuse à partir du sol</li> <li>● dépôt sur les sols ou les hydrosystèmes</li> </ul>
Eaux souterraines	<ul style="list-style-type: none"> <li>● lixiviation</li> <li>● battement de la nappe</li> </ul>
Eaux superficielles	<ul style="list-style-type: none"> <li>● ruissellement, inondations</li> <li>● alimentation par des eaux souterraines contaminées</li> </ul>
Sol	<ul style="list-style-type: none"> <li>● lixiviation</li> <li>● ruissellement, inondations</li> <li>● émission de poussières ou de particules du sol dans l’atmosphère puis déposition sur le sol</li> <li>● émission sous forme gazeuse dans l’atmosphère puis dissolution et dépôt sur le sol</li> <li>● battement de la nappe contaminée</li> </ul>
Plantes	<ul style="list-style-type: none"> <li>● prélèvement par les racines puis transfert vers la partie aérienne de la plante</li> <li>● émission de particules du sol dans l’atmosphère puis déposition sur les feuilles</li> <li>● émission de gaz à partir du sol puis absorption par les feuilles</li> </ul>
Animaux	<ul style="list-style-type: none"> <li>● prélèvements par ingestion, inhalation et contact cutané</li> <li>● biomagnification dans la chaîne alimentaire et bioconcentration</li> </ul>

Les voies d'exposition retenues seront ensuite assemblées pour construire les scénarios d'exposition de chaque sous-population.

#### 4.2.2 IDENTIFICATION DES MODES DE TRANSFERT DES POLLUANTS

Pour l'évaluation des risques pour la santé, on est amené à prendre en compte la contamination de chacun des compartiments environnementaux avec lesquels les individus cibles sont susceptibles d'être en contact. Par conséquent les mécanismes de propagation de la pollution à considérer sont nombreux.

Le devenir d'une substance est gouverné par ses propriétés physico-chimiques et par les conditions environnementales. A partir d'un compartiment, le polluant peut :

- être transporté vers un autre compartiment (évaporation du polluant à partir des eaux de surface contaminées, lessivage des feuillages sur lesquelles se sont déposées des particules...),
- être transformé par voie physique (photolyse), chimique (hydrolyse, oxydation...) ou biologique (biodégradation aérobie ou anaérobie),
- s'accumuler (bioconcentration et biomagnification).

#### 4.3 DETERMINATION DES NIVEAUX D'EXPOSITION

L'évaluation des expositions fait appel à la mesure et à la modélisation. Chacune de ces approches présente des avantages et des inconvénients.

La mesure directe dans les conditions du site permet d'intégrer la complexité de tous les phénomènes physiques, chimiques et biologiques mais pose des problèmes de limite de détection, d'extraction, de représentativité de l'échantillonnage et d'incertitude. En outre, elle fournit une indication globale qui intègre la pollution historique du site ou les apports des autres sources de pollution ; elle ne permet donc pas d'évaluer la part strictement attribuable au fonctionnement de l'installation.

La modélisation quant à elle, constitue toujours une approche simplifiée de la réalité même si les modèles s'appuient sur des mesures pour être calibrés et calés. En revanche, elle peut permettre de représenter les phénomènes sur le long terme et de tester des situations fictives. Elle seule permet de faire de la prédiction et donc d'étudier un impact potentiel **avant** la mise en fonctionnement de l'installation.

##### 4.3.1 METROLOGIE ET MODELISATION : DEUX OUTILS POUR QUANTIFIER LES EXPOSITIONS

**La métrologie et la modélisation sont des outils complémentaires dans la quantification de l'exposition et du risque qui possèdent chacun des avantages et des inconvénients. On cherchera autant que possible à mettre en accord les résultats de la modélisation avec des mesures existantes en tenant compte à la fois de la variabilité des mesures et de l'imperfection des modèles.**

La mesure peut être utilisée à différents niveaux :

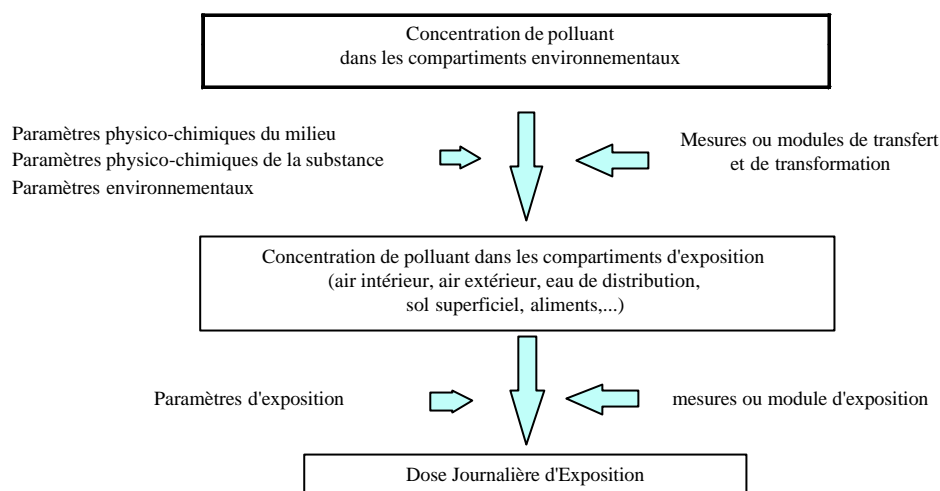
- identification de la source de pollution par des prélèvements et des analyses d’air, d’eau, de sol,
- recherche de la concentration de polluants dans les compartiments d’exposition : mesures dans des végétaux à vocation alimentaire, dans l’eau de distribution, prélèvements d’air à l’intérieur et à l’extérieur des habitations...,
- exposition personnelle des individus : le port d’appareils de prélèvement par des sujets exposés permet de mesurer la teneur en polluants réellement inhalée au cours d’une journée,
- en ultime recours, recherche de biomarqueurs dans les milieux biologiques (sang, urines...) afin de reconstituer le niveau d’exposition des individus.

Les deux dernières méthodes demandent le concours direct des populations exposées. La mesure directe, environnementale ou biologique, est une démarche lourde et coûteuse, qui doit être réservée à des cas de pollution avérée ou à des situations de crise. La recherche de biomarqueurs sera utilisée lorsque l’existence d’un niveau de risque élevé ne pourra être écartée par une autre approche. Il faut noter par ailleurs qu’il n’existe pas nécessairement de marqueurs biologiques adéquats et spécifiques pour les polluants recherchés.

Dans le cas d’une évaluation de risques liés à un projet aménagement de site, il n’est pas possible de réaliser ces types de mesures. Il n’est généralement pas possible non plus de mesurer la contamination de certains compartiments d’exposition (eau de distribution au robinet d’alimentation, air à l’intérieur des bâtiments...).

Les conditions particulières pouvant exister sur un site peuvent également réduire l’intérêt des mesures dans les compartiments d’exposition. Ainsi mesurer la teneur en HAP de végétaux sous le vent de cheminées d’usines ne permet pas d’évaluer l’impact de la pollution antérieure du sol sur la contamination des végétaux. En revanche des mesures dans des végétaux peuvent avoir un intérêt si elles permettent de réduire l’incertitude dans la quantification du risque. C’est le cas lorsque l’exposition liée à la consommation de produits issus de ces végétaux peut correspondre à une part importante du risque total et si la modélisation de la teneur en polluant des végétaux n’est pas satisfaisante.

Figure 1 : schéma de principe de la démarche de quantification de l'exposition



Dans tous les cas où la mesure directe auprès des individus exposés ne peut être réalisée, la quantification de l'exposition, par calcul ou modélisation, se décomposera en deux étapes :

- la détermination des concentrations d'exposition,
- la détermination des quantités administrées par inhalation, ingestion et contact cutané à l'aide des scénarios d'exposition et des paramètres qui les composent, les Variables Humaines d'Exposition (VHE).

D'une manière générale, les moyens à mettre en place dépendent de l'acuité du problème et du rapport coût/bénéfice attendu de ces moyens dans la résolution du problème. L'utilisation de la métrologie et la stratégie d'échantillonnage sur un site sont donc guidées par les principes de spécificité et de proportionnalité.

#### 4.3.2 UTILISATION DES MESURES ANALYTIQUES

L'évaluation de l'exposition peut se faire par l'utilisation de mesures analytiques sur les milieux d'exposition (exemples : analyses d'air pour l'évaluation de la concentration de polluant inhalé sous le panache de dispersion, analyses du sol superficiel pour l'évaluation de la dose de polluant ingérée par ingestion directe de sol, analyses d'une eau de puits lorsqu'il y a consommation de cette eau par la population). Les résultats d'analyses constituent alors la meilleure estimation de l'exposition au moment présent. Le but est d'obtenir une image aussi représentative que possible de la concentration à laquelle vont être exposés les individus « cibles » pendant la période d'exposition considérée. Ces mesures peuvent également être utilisées comme données d'entrée d'un modèle d'exposition.

#### **Evaluation des expositions de longue durée (ou expositions chroniques)**

Dans le cas où une campagne de mesures temporelles serait réalisée, la concentration d'exposition à prendre en compte pour chacun des compartiments d'exposition est la moyenne arithmétique



des concentrations relevées sur la zone d’exposition, pour le compartiment considéré. Il est primordial d’identifier les zones d’exposition liées à un usage ou à un type d’exposition particulier.

Lorsque le domaine de variation des concentrations mesurées est très large ou lorsque le nombre d’échantillons prélevés est faible, la limite supérieure de l’intervalle de confiance peut être supérieure à la concentration maximale effectivement mesurée.

Ainsi dans tous les cas on retiendra non pas la concentration maximale relevée mais la borne supérieure de l’intervalle de confiance (moyenne + 2 fois l’écart type). Il s’agit alors d’une évaluation conservatoire du risque chronique mais qui compte tenu de l’incertitude apparaît nécessaire.

Les campagnes de mesures à l’émission ou dans l’environnement sont appréciées par la variabilité obtenue sur les mesures et par le nombre d’échantillons suffisant pour exprimer une distribution réaliste (exemple : autosurveillance des émissions sur le site). Ainsi dans le cas des campagnes de mesures temporelles (cas des mesures d’autosurveillance à l’émission) la moyenne sera retenue ; dans le cas des campagnes de mesures spatiales (dans l’environnement), on retiendra la borne supérieure de l’intervalle de confiance.

Si les mesures réalisées ne concernent pas directement le milieu d’exposition et si la source de contamination du milieu d’exposition se situe en dehors de la zone d’exposition, on cherchera alors à définir cette source de contamination en volume et en concentration. Cela permettra d’estimer dans un deuxième temps la concentration des compartiments d’exposition.

Exemple : site industriel à l’origine d’une pollution de la chaîne alimentaire dans la zone résidentielle (jardins potagers...) sous influence du site après retombées au sol de rejets atmosphériques .

### **Evaluation des expositions de courte durée (ou expositions aiguës)**

Pour quantifier le niveau de l’exposition dans le cas d’une exposition de courte durée, on devrait se reporter à la concentration moyenne à laquelle la cible est exposée pendant la plus courte période d’exposition pouvant induire un risque pour cette cible. En d’autres termes, si un effet peut apparaître suite à quelques minutes d’exposition, on devrait considérer la concentration maximale relevée dans la zone d’exposition, sur la même durée.

#### **4.3.3 UTILISATION DE MODELES**

L’approche par modélisation est souvent nécessaire. Elle permet d’estimer les concentrations aux points d’exposition éloignés des points d’échantillonnage, en prenant en compte les phénomènes de transport. Elle permet de représenter l’évolution des concentrations lorsque l’approche considérant les concentrations constantes au cours du temps n’est plus adaptée. Elle permet également de prédire les concentrations faibles, inférieures aux limites de détection, mais qui peuvent néanmoins causer des effets toxiques. La prédiction de la concentration obtenue à un terme donné, en cas d’installation nouvelle ou en cas de modification substantielle d’une installation existante, est aussi possible. Enfin, contrairement au mesurage qui donne une image de l’exposition multisources liée à une substance (exposition cumulée), la modélisation permet de calculer une exposition strictement attribuable au site.

Un modèle est une représentation mathématique des phénomènes physiques, chimiques et biologiques qui concourent à la réalisation d'un processus donné : processus de transfert d'un polluant entre deux milieux, processus d'absorption d'un polluant par l'organisme... La réalité étant complexe, la connaissance scientifique et la capacité à intégrer l'ensemble des phénomènes sous une forme mathématique étant limitées, les modèles reposent toujours sur des hypothèses simplificatrices.

Plus un modèle est sophistiqué, plus il nécessite d'efforts en termes d'acquisition de données. Ainsi la prise en compte de phénomènes de dégradation des substances au cours du temps peut nécessiter une acquisition de données d'ajustement du modèle, comme la mise en place d'essais de biodégradation dans les conditions du site. C'est pourquoi l'hypothèse de concentrations d'exposition constantes au cours du temps est souvent retenue dans une première approche. Pour que le modèle conserve son intérêt, il faut que les phénomènes déterminants soient pris en compte. Ainsi, dans le cadre d'une approche prudente, il est important que tous les phénomènes conduisant à un accroissement significatif de l'exposition soient bien pris en compte.

Le travail de transcription mathématique doit donc être précédé par une analyse visant à recenser :

- les voies d'absorption des polluants par le récepteur,
- les modes de transfert des polluants de la source vers les compartiments d'exposition,
- et les phénomènes physiques, chimiques et biologiques intervenant dans ces processus.

De nombreux modèles de transfert et d'exposition existent sur le marché. Les annexes traitant respectivement de la modélisation de la dispersion atmosphérique des polluants et de la modélisation de l'exposition dressent une liste des phénomènes de transfert et de transformation pouvant intervenir, et des paramètres à utiliser. Elles proposent des critères de choix des modèles de dispersion atmosphérique et d'exposition multimédia.

#### 4.4 QUANTIFICATION DE L'EXPOSITION

Les niveaux d'exposition calculés renvoient selon les cas :

- aux quantités ou concentrations administrées,
- aux quantités ou concentrations absorbées.

Les quantités administrées représentent les quantités de polluant mises au contact des surfaces d'échange que sont les parois alvéolaires des poumons, la paroi intestinale et la peau et à travers lesquels les polluants peuvent éventuellement pénétrer. Ces quantités administrées ne sont pas équivalentes aux quantités absorbées lesquelles correspondent aux quantités passant dans le milieu intérieur via notamment la circulation sanguine. Pour la voie cutanée, la dose calculée est généralement la dose de polluant traversant la peau et atteignant la circulation sanguine. Il s'agit donc de la dose absorbée. **L'évaluateur doit préciser quel type de dose il est amené à définir.**

D'une manière générale, les quantités de polluant administrées, exprimées en Dose Journalière d'Exposition (en mg/kg/j), peuvent se définir de la façon suivante :

$$DJE_{ij} = \frac{C_i \times Q_{ij} \times F}{P} \times \frac{T}{T_m}$$

Avec :

- $DJE_{ij}$  : Dose Journalière d'Exposition, liée à une exposition au milieu  $i$  par la voie d'exposition  $j$  (en mg/kg/jour),
- $C_i$  : Concentration d'exposition relative au milieu  $i$  (eau souterraine, eau superficielle, sol, aliments,...), exprimée en mg/kg, mg/m<sup>3</sup> ou mg/l,
- $Q_{ij}$  : Quantité de milieu  $i$ , c'est-à-dire de sol, d'eau... administrée par la voie  $j$  par unité de temps d'exposition, exprimée en kg/j pour les milieux solides et en m<sup>3</sup>/j ou L/j pour les milieux gazeux ou liquides,
- $F$  : Fréquence ou taux d'exposition : fraction du nombre annuel d'unités de temps d'exposition (heures ou jours) sur le nombre d'unités de temps de l'année. ( $F$  est sans dimension),
- $P$  : masse corporelle de la cible (kg),
- $T$  : Nombre d'années d'exposition (années),
- $T_m$  : Période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (années).

Si pour la voie d'exposition  $j$ , plusieurs milieux sont concernés (exemple eau et alimentation pour l'exposition par ingestion), il faut alors calculer une DJE totale :

$$DJE_j = \sum_i DJE_{ij}$$

Pour la voie respiratoire, la dose d'exposition est généralement remplacée par la concentration inhalée. Lorsque l'on considère des expositions de longue durée, on s'intéresse à la concentration moyenne inhalée par jour, retranscrite par la formule suivante :

$$CI = \left( \sum_i (C_i \times t_i) \right) \times F \times \frac{T}{T_m}$$

avec :

- CI : concentration moyenne inhalée (mg/m<sup>3</sup> ou µg/m<sup>3</sup>),
- $C_i$  : Concentration de polluant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps  $t_i$  (en mg/m<sup>3</sup>),
- $t_i$  : fraction du temps d'exposition à la concentration  $C_i$  pendant une journée,
- $T$  : Durée d'exposition (en années),
- $F$  : Fréquence ou taux d'exposition nombre annuel d'heures ou de jours d'exposition ramené au nombre total annuel d'heures ou de jours (sans dimension),
- $T_m$  : Période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (en années).

Pour les polluants avec effets à seuil, l'exposition moyenne est calculée sur la durée effective d'exposition soit  $T_m = T$ .

Pour les polluants sans seuil,  $T_m$  sera assimilé à la durée de la vie entière (prise conventionnellement égale à 70 ans, soit  $T_m = 70$ ).

Le ratio  $T/T_m$  n'apparaît donc dans les calculs que pour les polluants à effet sans seuil.

Les niveaux d'exposition à calculer dépendent des scénarios d'exposition actuels et/ou futurs définis. A titre d'exemple, on pourra être amené à calculer les niveaux d'exposition correspondant aux voies suivantes :

- l'ingestion directe de sol superficiel, de poussières déposées, de sédiments,
- l'ingestion d'eau souterraine ou superficielle,
- l'ingestion d'aliments (poissons, crustacés, fruits, légumes, viande, produits laitiers, œufs) issus de la zone d'influence de l'installation,
- le contact cutané avec le sol, les poussières déposées les sédiments, l'eau souterraine ou superficielle,
- l'inhalation de polluant sous forme gazeuse ou particulaire,
- l'inhalation de vapeur d'eau superficielle ou souterraine contaminée.

## 5 CARACTERISATION DU RISQUE

La caractérisation des risques correspond à la synthèse des informations issues de l'évaluation de l'exposition et de l'évaluation des dangers. Elle représente une estimation de l'incidence et de la gravité des effets indésirables susceptibles de se produire dans une population humaine en raison de l'exposition, réelle ou prévisible, à l'ensemble des substances émises par l'installation. La caractérisation peut comprendre «l'estimation du risque», c'est-à-dire la quantification de la probabilité d'apparition des effets indésirables. Cette étape de caractérisation du risque inclut la récapitulation des incertitudes évaluées à chacune des étapes et l'examen de leur incidence sur le risque.

La caractérisation du risque assure la liaison avec la gestion du risque. Elle doit fournir aux décideurs l'ensemble des éléments permettant de comprendre ce que représente le risque évalué. Pour cela, elle doit faire la part entre ce qui est connu et ce qui reste incertain. C'est pourquoi la caractérisation du risque consiste aussi en un travail de communication.

**La caractérisation du risque est l'étape finale d'une évaluation de risque. Les informations issues de l'évaluation de l'exposition des populations et de l'évaluation de la toxicité des substances sont synthétisées et intégrées sous la forme d'une expression quantitative du risque, ou qualitative lorsque cela n'est pas possible.**

### 5.1 VERIFICATION DE L'ADEQUATION DES DONNEES TOXICOLOGIQUES AUX DONNEES D'EXPOSITION

L'adéquation des données toxicologiques avec les données de l'exposition doit être vérifiée. Il faut en effet s'assurer :

- que les données toxicologiques ont été établies pour des durées d'exposition équivalentes à celles prises en compte dans l'évaluation de l'exposition,
- qu'elles sont applicables aux voies d'exposition prises en compte dans l'évaluation de l'exposition,

- qu'elles ont été ajustées si nécessaire pour tenir compte des facteurs d'absorption par l'organisme,
- que les transpositions d'un type de population à un autre ont bien été réalisées.

### 5.1.1 ADEQUATION DES VTR A LA DUREE DE L'EXPOSITION

Une VTR basée sur des études de longue durée doit être comparée au niveau journalier d'exposition également défini pour une longue durée d'exposition.

D'une manière générale, les risques correspondant à des **effets sans seuil** devront être évalués en prenant en compte le niveau journalier d'exposition moyenné sur la vie entière même si la durée de l'exposition est inférieure.

Les risques correspondant à des **effets à seuils et liés à des expositions subchroniques**, de quelques jours à quelques années, devront être évalués en prenant en compte des VTR établies pour des durées d'expositions subchroniques. En l'absence de la VTR adaptée, une VTR, établie pour une exposition plus longue que celle considérée dans l'évaluation d'un site, peut être prise en compte à condition que l'effet auquel se rapporte la valeur ait un sens pour une exposition plus courte ; cette approche sera alors majorante (prise en compte d'une VTR se rapportant à une exposition chronique pour évaluer le risque lié à une exposition subchronique). Inversement, si un risque lié à une exposition chronique doit être évalué à partir d'une VTR définie à partir d'une étude de type subchronique, l'incertitude liée à l'absence de données toxicologiques adéquates devra être prise en considération au travers d'un facteur de sécurité supplémentaire (généralement pris entre 3 et 10, l'évaluateur motivant la valeur retenue) ou soulignée au moins qualitativement dans l'étape de caractérisation du risque.

### 5.1.2 ADEQUATION DES VTR AUX VOIES D'ADMINISTRATION DU POLLUANT

La toxicité d'une substance vis-à-vis d'une cible n'est pas nécessairement la même en fonction de la voie de passage du polluant dans l'organisme. Le risque lié à une voie d'administration : orale, respiratoire ou cutanée, doit être évalué grâce à une VTR établie pour la même voie. Les VTR ne sont pas nécessairement extrapolables d'une voie à une autre, compte tenu de la différence du taux d'absorption de la substance entre les différentes voies et du métabolisme de la substance. Toutefois, l'usage est de pratiquer la dérivation de voie à voie, sauf si l'on dispose d'informations permettant d'affirmer l'absence de toxicité par la voie considérée ou l'absence d'effet en commun.

Pour la voie cutanée, les VTR sont rares et on les établit fréquemment par dérivation. L'US EPA a formulé des recommandations en ce sens. Il faut souligner toutefois que cette dérivation ne peut concerner que les effets systémiques liés à la pénétration de la substance par la voie cutanée et non pas les effets locaux directs sur la peau

Pour la voie respiratoire, les VTR sont exprimées sous la forme d'une concentration (en mg/m<sup>3</sup>) mais il est possible également de les exprimer sous la forme d'une dose (en mg/kg/j). Compte tenu des hypothèses prises habituellement pour établir les valeurs toxicologiques de référence, il suffit, pour passer d'une expression à l'autre, de multiplier la concentration par le taux respiratoire (en m<sup>3</sup>/j) et de la diviser par la masse corporelle (en kg), sans oublier les facteurs d'absorption définis ci-dessous qui rendent compte des différences d'efficacité du phénomène d'absorption suivant le milieu d'exposition. Cela nécessite néanmoins de disposer d'une connaissance suffisamment bonne

des taux d'absorption en fonction des milieux d'exposition, pour ne pas effectuer une correction qui réduirait le caractère protecteur des VTR. En l'absence de données, on considère généralement une efficacité égale pour l'inhalation et l'ingestion.

**Exemple 1** - Pour un effet à seuil, la valeur toxicologique pour l'inhalation dérive de la VTR pour l'ingestion comme suit :

$$VT_i = \frac{VTR_o \times P \times FA_o}{V_{resp} \times FA_i}$$

avec :

- $VTR_o$  : Valeur Toxicologique de Référence par voie orale en mg/kg/j,
- $VT_i$  : Valeur toxicologique par inhalation dérivée de la Valeur Toxicologique de Référence par voie orale ( $VTR_o$ ) en mg/m<sup>3</sup>,
- $V_{resp}$ : Volume respiratoire de la cible en m<sup>3</sup>/j,
- $P$  : Poids corporel de la cible en kg,
- $FA$  : Facteur d'absorption - fraction de la dose d'exposition qui passe dans le corps à travers les barrières de la peau, du système digestif, des poumons.

Réciproquement, la valeur toxicologique équivalente pour la voie orale dérive de la VTR inhalation par la formule :

$$VT_o = \frac{VTR_i \times V_{resp} \times FA_i}{P \times FA_o}$$

**Exemple 2** - Pour les substances à effet sans seuil, les formules de dérivation sont les suivantes :

$$ERU_i \text{ extrapolé} = \frac{ERU_o \times V_{resp} \times FA_i}{P \times FA_o} \qquad ERU_o \text{ extrapolé} = \frac{ERU_i \times P \times FA_o}{V_{resp} \times FA_i}$$

**Exemple 3** - Le chrome VI est rangé par l'US EPA en classe A (cancérogène pour l'homme) pour l'inhalation et dispose d'une VTR pour le risque cancérogène par cette voie. En revanche, il est rangé par l'US EPA en classe D pour l'ingestion (non classable quant à sa cancérogénicité pour l'homme), la classification de l'OMS est similaire. Aussi n'y a-t-il pas lieu d'effectuer de dérivation voie à voie de la VTR de l'inhalation à l'ingestion pour le risque cancérogène.

Il faut veiller à ce que les **valeurs toxicologiques de référence** et les **doses d'exposition estimées** se rapportent toutes deux à des **doses administrées** c'est-à-dire entrant en contact avec la barrière de l'organisme ou bien qu'elles correspondent toutes deux à des **doses absorbées**. Dans le cas contraire, il faut faire intervenir un facteur d'absorption correctif comme illustré ci-dessus.

### 5.1.3 DETERMINATION D'UNE VALEUR TOXICOLOGIQUE A PARTIR D'UNE VLEP

**Il est essentiel de distinguer l'évaluation du risque des travailleurs sur le site et celle des populations riveraines. Le risque travailleurs est étudié dans la notice hygiène et sécurité, les valeurs de référence utilisées sont celles fournies par l'INRS (VLE, VME) dans une situation d'exposition professionnelle (8 h/j, 5 j/sem).**

**Dans l'environnement général, la population considérée et les scénarios d'exposition sont différents, de même que la dose et les effets, les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) ne sont donc pas les mêmes.**

Lorsque pour une substance, aucune VTR n'est disponible aussi bien directement que par dérivation voie à voie, mais qu'il existe une valeur limite d'exposition professionnelle, l'INERIS propose de prendre en compte cette substance dans le processus d'évaluation du risque par le biais d'une "valeur toxicologique issue des VLEP" selon la formule suivante.

$$VT_{VLEP} = VLEP \times \frac{VR_{8h}}{VR_{24h}} \times \frac{JE_T}{JE_D} \times \frac{DE_T}{DE_D} \times \frac{1}{Fa}$$

avec :

- VLEP : Valeur Limite d'Exposition Professionnelle <sup>4</sup>(mg/m<sup>3</sup>),
- VT<sub>VLEP</sub> : Valeur Toxicologique issue des VLEP (mg/m<sup>3</sup>),
- VR<sub>8h</sub> : Volume respiratoire moyen pendant une journée de travail (10 m<sup>3</sup>),
- VR<sub>24h</sub> : Volume respiratoire moyen sur 24h (20 m<sup>3</sup>),
- JE<sub>T</sub> : Nombre de jours au travail pendant la semaine (5 j),
- JE<sub>D</sub> : Nombre de jours au domicile pendant la semaine (7 j),
- DE<sub>T</sub> : Nombre d'années d'exposition sur le lieu de travail (40 ans),
- DE<sub>D</sub> : Nombre d'années possibles d'exp. à l'installation (70 ans),
- Fa : Facteur d'ajustement pour la prise en compte des individus sensibles absents de la population des travailleurs et pour la qualité des données (=100).

On pourra utiliser, en tant que VLEP, les VME<sup>5</sup> (Valeurs Moyennes d'Exposition) publiées par le code du travail et dans les Notes documentaires de l'INRS (1999), les directives européennes, les valeurs TLV-TWA<sup>6</sup> de l'ACGIH ou les valeurs allemandes MAK<sup>7</sup>.

---

<sup>4</sup> INRS, ACGIH, MAK

<sup>5</sup> La VME correspond à la valeur moyenne d'exposition destinée à protéger les travailleurs des effets de type subchronique ; elle correspond à un poste de travail de 8 h/j, 5 jours/semaine. Elle est plus adaptée à utiliser en terme d'ajustement pour une évaluation du risque chronique en population générale que la Valeur Limite d'Exposition (VLE) qui est la valeur à ne pas dépasser plus de 15 minutes.

<sup>6</sup> TLV-TWA : Threshold Limit Values - Time Weighted Average : correspond à la VME.

Cette manière de procéder permet en effet d'exploiter des données toxicologiques disponibles, même si les Organismes de référence n'en ont pas dérivé des VTR. Il est clair toutefois que, bien qu'elle s'appuie sur les données toxicologiques et épidémiologiques existantes, la méthode d'élaboration des VLEP par les organismes compétents dans ce domaine manque de transparence, de même que la justification des valeurs retenues.

On doit donc considérer que la transposition à la population générale, la valeur toxicologique qui en découle et l'indice de risque correspondant sont entachés d'une incertitude supplémentaire par rapport aux VTR. Cette incertitude limite l'usage que l'on peut faire de cette valeur. L'évaluateur doit en particulier s'interdire d'en faire une dérivation pour une autre voie d'exposition sauf s'il peut justifier que les données disponibles autorisent cette pratique.

L'incertitude supplémentaire devra enfin être prise en compte lors de l'étape de caractérisation du risque. Les indices de risque calculés à partir des  $VT_{VLEP}$  devront être considérés et interprétés séparément.

## 5.2 QUANTIFICATION DU RISQUE

Pour une installation donnée, les modalités de l'exposition d'un individu ou d'une population sont multiples ; l'exposition :

- peut procéder par différentes voies,
- concerne généralement différentes substances,
- peut être à la fois de type aigu, subchronique et chronique.

L'évaluation du risque nécessite la prise en compte simultanée de ces différents aspects. En particulier l'exposition à plusieurs substances polluantes peut induire l'additivité, l'amplification ou au contraire l'antagonisme des effets toxiques. L'évaluateur devrait, en toute rigueur, distinguer les risques selon l'effet toxique engendré et le mécanisme d'action toxique.

### 5.2.1 ESTIMATION DU RISQUE POUR LES EFFETS A SEUIL

Pour les effets à seuil, l'expression déterministe de la survenue d'un effet toxique dépend du dépassement d'une valeur. Il est donc légitime d'exprimer le niveau de risque par le rapport entre la concentration d'exposition et la valeur toxicologique de référence ; cela revient à une approximation linéaire de la fonction dose-réponse à partir de la dose seuil. On définit ainsi pour chaque substance et chaque voie d'exposition un indice de risque IR,

$$IR = \frac{DJE}{RfD} \text{ ou } IR = \frac{CI}{CT}$$

avec :

- DJE : Dose Journalière d'Exposition,
- RfD : dose de référence exprimée en mg/kg/j,

---

<sup>7</sup> Concentration maximale d'une substance chimique dans l'air du lieu de travail qui ne provoque pas d'effets défavorables sur la santé du travailleur exposé de manière répétée sur 4 semaines (subchronique).



- CI : concentration inhalée,
- CT : concentration tolérable,

Lorsque cet indice est inférieur à 1, la survenue d'un effet toxique apparaît peu probable selon les approximations utilisées pour le calcul des VTR ; cela reste vrai même pour les populations sensibles du fait des facteurs de sécurité adoptés. Au-delà d'un indice de risque de 1, l'apparition d'un effet toxique ne peut plus être exclue.

Ces formules s'appliquent à chaque substance prise individuellement et pour le seul effet critique, et ne renseignent pas sur l'effet résultant de l'exposition à un mélange de substances. Les connaissances dans ce domaine sont extrêmement limitées et, même si l'on a décrit de manière qualitative des possibilités d'effets additifs, antagonistes ou synergiques, on ne dispose pas de règles générales de prise en compte de ces effets combinés. La pratique la plus courante est, au moins dans un premier temps, d'additionner les indices de risques liés aux différentes substances et aux différentes voies d'exposition pour une même durée d'exposition.

Dans un deuxième temps et en particulier si l'exercice précédent conduit à un indice global de risque supérieur à 1 on réalise une évaluation plus poussée. Tous les effets toxiques que peut produire une substance sont passés en revue avec les seuils auxquels ces effets apparaissent. Si l'on justifie d'informations suffisantes sur les effets, on additionne uniquement les indices de risque se rapportant aux mêmes effets toxiques et concernant le même organe. A défaut d'information sur le seuil se rapportant à cet effet, la dose (concentration) de référence, définie pour l'effet le plus critique, sera prise en compte.

De même, on n'additionnera pas les indices de risques correspondant à des voies d'administration différentes si les effets provoqués par chacune de ces voies sont eux-mêmes différents. Enfin, les indices de risque se rapportant à des durées d'exposition différentes (aiguë, subchronique ou chronique) devront être considérés séparément.

On pourra rencontrer dans la littérature la notion de marge d'exposition qui est une alternative à l'élaboration de l'indice de risque IR. Contrairement aux IR, calculés comme le ratio de l'exposition sur la toxicité (ex. RfD), la marge d'exposition est calculée comme le ratio de la toxicité sur l'exposition. La formule typique pour calculer une marge d'exposition (parfois aussi appelée marge de sécurité) est la suivante :

$$ME = NO(A)EL / DJE$$

avec :

- ME : Marge d'Exposition,
- NO(A)EL : dose sans effet nocif observé (mg/kg/j),
- DJE : Dose Journalière d'Exposition (mg/kg/j),

En général, on considère le niveau d'exposition comme acceptable si la marge d'exposition est supérieure à 100, alors que les valeurs inférieures à 100 sont utilisées par certains organismes pour déclencher des évaluations plus approfondies. Dans certains cas, et c'est là le point original de cette méthode, la NO(A)EL est remplacée par la borne inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % sur la dose provoquant 10 % d'effet.

Pour des raisons d'homogénéité des études, nous ne retenons pas la présentation du risque en terme de marge d'exposition mais préférons utiliser l'indice de risque.

### 5.2.2 ESTIMATION DU RISQUE POUR LES EFFETS SANS SEUIL

Pour les effets sans seuil, un Excès de Risque Individuel (ERI) est calculé en multipliant la Dose Journalière d'Exposition (DJE) par l'Excès de Risque Unitaire par voie orale ( $ERU_o$ ) ou la concentration inhalée (CI) par l'Excès de Risque Unitaire par inhalation ( $ERU_i$ ).

$$ERI = DJE \times ERU_o \text{ ou } ERI = CI \times ERU_i$$

Rappelons qu'aux faibles expositions, l'hypothèse est faite d'une relation linéaire entre l'effet et l'exposition, l' $ERU_o$  et l' $ERU_i$  sont donc des constantes.

**L'ERI représente la probabilité qu'a un individu de développer l'effet associé à la substance sa vie durant.** La possibilité supplémentaire de développer l'effet par rapport à l'exposition de fond étant exprimée sous la forme d'une probabilité, un ERI global, pour chaque scénario d'exposition défini initialement, pourra être calculé en faisant :

- pour chaque substance, **la somme des ERI dus au site et liés aux différentes voies d'exposition** qui concernent l'individu ou la sous-population du scénario considéré,
- **la somme des ERI dus au site et liés aux différentes substances cancérogènes,**
- **la somme des ERI dus au site et liés aux différentes durées d'exposition.**

Par prudence, on additionne donc les ERI liés aux différentes substances et aux différentes modalités d'exposition : durée, voie d'exposition.

Ce calcul de l'ERI total pour un scénario est une approximation ne prenant pas en compte la probabilité conjointe pour un individu de développer un cancer du fait de l'exposition à plusieurs polluants ; cette approximation reste valable pour des niveaux de risque individuel faibles. Il est également basé sur l'indépendance d'action des substances et peut conduire de plus à sommer de manière identique le risque cancérogène lié à des substances dont le niveau de preuve associé à leur pouvoir cancérogène est différent (exemple : somme d'une substance de classe A avec une substance de classe C).

Le produit de l'excès de risque individuel par l'effectif de la population qui est soumise à ce risque est appelé impact ou encore Excès de Risque Collectif (ERC). Il fournit une estimation du nombre de pathologies en excès, susceptibles de se déclarer au cours de la vie de cette population,

$$ERC = ERI \times n$$

avec :

- $ERI$  = Excès de Risque Individuel (déterminé à partir du  $ERU_o$  ou du  $ERU_i$ ),
- $n$  = effectif de la population concernée.

### 5.3 ÉVALUATION DES INCERTITUDES

Les expressions numériques obtenues, et qui expriment le risque, doivent être explicitées pour pouvoir être interprétées.

Les **hypothèses** et les **facteurs d'incertitude** doivent être **spécifiés** pour :

- apporter les éléments nécessaires pour permettre la discussion,
- mettre en évidence les points de l'évaluation où un effort supplémentaire dans l'acquisition de données et le travail de modélisation peut réduire de façon substantielle l'incertitude entourant le résultat.

**La définition des incertitudes concerne à la fois l'évaluation de l'exposition des individus et l'évaluation de la toxicité des substances. Selon les éléments concernés, il peut s'agir d'une évaluation de l'incertitude de type qualitatif, semi-quantitatif (analyse de sensibilité) ou quantitatif (analyse probabiliste).**

Une évaluation qualitative des incertitudes doit permettre de classer les hypothèses et paramètres utilisés au cours de la démarche en :

- facteurs de sous-estimation du risque,
- facteurs de surestimation et
- facteurs d'incertitude « vraie ».

#### 5.3.1 INCERTITUDE SUR L'ÉVALUATION DE LA TOXICITÉ

Les éléments à prendre en compte pour évaluer l'incertitude liée à la toxicité concernent :

- l'identification exhaustive des dangers potentiels de la substance pour l'homme (les études réalisées ont-elles permis d'identifier tous les dangers susceptibles de concerner l'homme ?),
- la définition de la relation dose-effet (la définition de cette relation repose-t-elle sur des données humaines ou animales, les études ont-elles été menées sur des durées d'exposition adéquates, avec un protocole approprié en terme de voie d'administration, de nombre d'animaux testés...),
- la possibilité d'une interaction liée à une exposition concomitante à plusieurs polluants produisant des effets de synergie ou d'antagonisme,
- le risque lié à des substances qui n'auraient pas été prises en compte dans l'évaluation.

Comme il est indiqué dans le paragraphe sur les types de données toxicologiques à prendre en compte, les études toxicologiques et épidémiologiques présentent des limites qu'il s'agisse de données obtenues chez l'homme, l'animal ou issues d'autres types d'études. Le choix des valeurs toxicologiques de référence retenues pour évaluer le risque doit donc être documenté par une discussion portant sur ces points. En particulier, dans le cas où l'indice de risque - ou la somme des indices de risque obtenue - est proche de 1, cette discussion permet d'éclairer la décision.

A titre exploratoire, on pourra estimer la prise en compte de l'ensemble des substances écartées par manque de données pertinentes mais repérées comme pouvant engendrer des effets sanitaires,

par le calcul sur cet ensemble d'un indice de risque à partir des substances spécifiques à l'installation pour lesquelles des connaissances suffisantes sont disponibles. Ainsi, soient  $m$  la masse des substances pour lesquelles l'évaluateur dispose des informations pertinentes et  $M$  la masse des substances pour lesquelles il n'existe pas de données permettant de caractériser le risque. L'indice de risque global  $I$  pourra être estimé, de la façon suivante, à partir de l'indice de risque  $I_m$  établi sur le sous-ensemble des substances  $m$  :

$$I = I_m \times \frac{M}{m}$$

Cette façon de faire reste bien du domaine de l'exploratoire et doit servir la discussion sur les incertitudes.

### 5.3.2 INCERTITUDE SUR L'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

Quatre catégories d'incertitudes sont associées à l'évaluation de l'exposition :

- celles portant sur la définition des populations et des usages,
- celles portant sur les modèles utilisés,
- celles entourant la définition des paramètres,
- celles portant sur les substances émises par l'installation.

#### **La définition des populations et des usages**

L'évaluateur peut faire des erreurs dans le développement des scénarios d'étude en raison d'un manque de connaissance de la région et des populations. Il peut également omettre d'étudier le risque concernant une population particulière plus sensible.

Dans l'évaluation de l'exposition, les éléments sur lesquels s'appuie l'évaluateur pour définir les populations et les voies d'exposition auront été précisés. Les différentes parties intéressées par l'étude devront disposer, avec le niveau de risque associé à un scénario, des éléments permettant de juger de la vraisemblance ou de la possibilité de réalisation de ce scénario.

Pour l'évaluation des incertitudes, l'évaluateur veillera à rappeler :

- si des voies d'exposition particulières n'ont pas été prises en compte car associées à des usages peu fréquents ou aléatoires,
- si le cas d'individus particuliers, potentiellement plus exposés, n'a pas été étudié car jugé comme insuffisamment représentatif.

#### **Les modèles utilisés**

Dans le domaine de l'évaluation des risques pour la santé liés à une source de polluant dans l'environnement, les phénomènes qui interviennent dans l'exposition des populations sont très nombreux. Le manque de connaissance, les incertitudes très élevées autour de certains modes de transfert des polluants de la source vers le récepteur conduisent à utiliser des représentations mathématiques simplifiées voire simplistes.

Dans l'évaluation des expositions, il est donc important que parmi les modes de transfert et les mécanismes de transformation des polluants, ceux qui sont pris en compte et ceux qui ne le sont pas soient listés. Au niveau de l'évaluation des incertitudes les hypothèses et les simplifications sur lesquelles reposent le modèle et le calcul de l'exposition doivent être explicitées. Leurs conséquences en termes de sous ou surestimation du risque doivent être décrites.

L'évaluateur pourra comparer les résultats qu'il a obtenus avec d'autres approches mathématiques, en expliquant les avantages et inconvénients de chacune d'elles.

Ce travail sur la modélisation permettra de mettre en évidence les phénomènes auxquels sont associées les plus fortes incertitudes et les aspects qu'il serait souhaitable d'approfondir lors d'une seconde étape de l'évaluation ; la réalisation de celle-ci se décide au cas par cas en fonction des besoins. L'effort doit alors porter sur les principales sources d'incertitude par l'utilisation de modèles plus complexes et plus réalistes et l'acquisition de données supplémentaires. Au minimum, l'évaluateur devra préciser dans quel sens les simplifications et hypothèses utilisées dans ses équations influencent le résultat : sous ou surestimation.

**La modélisation permet de mettre en évidence les phénomènes auxquels sont associées les plus fortes incertitudes et les aspects qu'il est souhaitable d'approfondir lors d'une seconde étape de l'évaluation.**  
**L'évaluateur devra préciser dans quel sens les simplifications et hypothèses utilisées dans ses équations influencent le résultat : sous ou surestimation.**

### Les paramètres

D'une manière générale, les paramètres de la modélisation de l'exposition qu'ils soient environnementaux (influençant les phénomènes physico-chimiques) ou liés à l'individu, sont entachés d'une variabilité et d'une incertitude. La variabilité est liée à la diversité des situations impliquant des valeurs différentes pour les paramètres. L'incertitude est due aux défauts de connaissance concernant ces paramètres.

Trois types de **variabilités** peuvent être distingués :

- la variabilité spatiale,
- la variabilité temporelle,
- la variabilité inter-individuelle.

Il faut noter que les variations entre les paramètres ne sont pas nécessairement indépendantes. A titre d'exemple, la variable « temps passé dans son jardin par un individu » peut être liée à la variable « température extérieure », de même la variable « quantités d'aliments consommées par un individu » n'est pas indépendante de la variable « poids de l'individu ».

Les sources d'**incertitude** sur les paramètres sont liées à la mesure et à l'échantillonnage.

L'origine des valeurs de paramètres utilisées sera présentée dans les étapes de caractérisation du site et de son environnement et d'évaluation des expositions. D'une manière générale, les valeurs spécifiques au site seront préférées aux valeurs bibliographiques. Par exemple si l'on dispose d'informations sur les durées d'exposition des populations présentes sur le site, elles seront préférées à toutes valeurs se rapportant à la population française en général.

A l'étape de caractérisation du risque, une **étude de sensibilité sera réalisée** pour mettre en évidence les paramètres les plus sensibles par rapport au risque calculé. Cette étude consiste à modifier la valeur de chaque paramètre d'entrée en laissant les autres paramètres à leur valeur nominale. On mesure ainsi l'impact sur la variable de sortie : indice de risque ou excès de risque individuel.

### 5.3.3 METHODES DISPONIBLES POUR L'ANALYSE QUANTITATIVE DES INCERTITUDES

Pour les paramètres les plus sensibles, l'évaluateur réalisera ensuite une analyse semi-quantitative ou quantitative de l'incertitude et de la variabilité pour le niveau de risque quantifié.

**L'analyse semi-quantitative** ou analyse de sensibilité consiste à attribuer un intervalle de variation aux paramètres les plus sensibles et à calculer la variable de sortie correspondant à des valeurs différentes de ces paramètres. Les paramètres devront également être considérés. En effet, bien qu'ils soient peut-être moins sensibles par rapport à l'architecture du modèle, on sait qu'ils sont entachés d'une très forte variabilité ou incertitude (exemple : consommation de poissons). Une évaluation majorante du risque sera effectuée en attribuant à chacun des paramètres la valeur majorant le résultat. Puis, plusieurs autres évaluations pourront être faites en combinant les valeurs majorantes pour certains paramètres et des valeurs moyennes ou médianes pour d'autres. Le but est de situer l'estimation initiale par rapport à une échelle de cas possibles. Par ailleurs, en effectuant ces différentes simulations, il ne faut pas oublier de tenir compte des paramètres non indépendants (la surface corporelle varie dans le même sens que la masse corporelle, les consommations de divers aliments doivent respecter la taille du bol alimentaire...).

**L'analyse quantitative est une approche probabiliste d'estimation du risque.** Elle consiste à attribuer une distribution statistique ou une fonction de densité de probabilité à chacun des paramètres sensibles puis à effectuer un grand nombre d'itérations de calcul de la variable de sortie en tirant au sort, lors de chaque itération, une valeur pour chaque paramètre en fonction de sa distribution statistique et de ses corrélations avec d'autres paramètres. On obtient alors une distribution de valeurs pour la variable de sortie formant une distribution statistique qui reflète l'impact combiné des variations possibles des variables d'entrée. L'évaluateur peut alors spécifier la valeur de la variable de sortie correspondant à chaque percentile. On notera en particulier le niveau de risque au 90<sup>ème</sup> ou 95<sup>ème</sup> percentile. Cette technique de simulation est appelée méthode Monte-Carlo.

Néanmoins, il ne faut pas perdre de vue que l'utilisation de cette technique ne permet pas de prendre en compte l'ensemble des sources d'incertitudes et de variabilité entourant le niveau de risque : incertitudes liées à la probabilité de réalisation d'un scénario, incertitudes et approximations liées à la modélisation, incertitudes liées à la connaissance (ou absence de

connaissance) de la toxicité des substances, etc. Il convient de noter que ni le recensement ni l'analyse des composants chimiques des rejets ne sont exhaustifs et le choix fait par l'évaluateur de cibler sur quelques substances réduit encore le champ de l'investigation. Il est probable que des molécules toxiques échappent ainsi à l'évaluation des risques. Cela justifie une certaine prudence lorsque le résultat est proche des valeurs repères du risque.

#### 5.4 PRESENTATION DES RESULTATS

Les résultats de l'évaluation seront présentés sous forme de tableaux, mettant en évidence les substances et les voies d'exposition produisant l'essentiel du risque quantifiable, en fonction des scénarios. Ces tableaux de résultats seront accompagnés d'explications indiquant les hypothèses et les paramètres clefs dont découle le résultat.

Tous les éléments issus de l'évaluation des incertitudes et nécessaires à la discussion des résultats seront présentés. Afin que le lecteur puisse comprendre la signification du résultat obtenu, il est important notamment que le niveau de confiance accordé aux hypothèses et éléments clefs soit précisé. L'évaluateur indiquera si une valeur moyenne, médiane ou maximale a été attribuée aux paramètres clefs et indiquera dans quel sens évolue le résultat en fonction des hypothèses. Des graphiques pourront être utilisés pour visualiser le risque de façon plus rapide en fonction des substances, des scénarios, des voies d'exposition et des hypothèses.

Le risque pour la santé dépend de l'ensemble des sources de contamination (la pollution ubiquitaire, l'excès de risque lié à l'installation, le fond géochimique...) mais, pour une gestion pertinente des risques, il est important de faire la part de ce qui est lié à la pollution due à l'installation et de ce qui provient d'autres sources.

Il pourra donc être utile de présenter les concentrations moyennes de polluants, mesurées ou modélisées pour le calcul du risque, par rapport aux concentrations ubiquitaires de ces mêmes polluants.

**Exemple** - Dans le cas du plomb, l'alimentation générale constitue une source non négligeable d'exposition des populations, difficilement réductible au niveau local. Il est important que l'étude le mette en évidence afin que le niveau de risque total ne soit pas apprécié sans être mis en relation avec le risque lié à d'autres sources. Dans d'autres cas, des canalisations vétustes ou d'anciennes peintures au plomb pourront être à l'origine d'une exposition plus importante que celle due à l'installation. Le fond géochimique ou les concentrations ubiquitaires d'un polluant au niveau d'une région peuvent aussi expliquer une part importante de l'exposition.





## **PARTIE 3**

### **EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES POUR LES DOSSIERS ICPE : UNE APPROCHE PROGRESSIVE**

- 1 – Les deux niveaux d’approche**
- 2 – Caractérisation du site et de son environnement**
- 3 - Evaluation des expositions**
- 4 – Evaluation du risque : deux niveaux d’approche**
- 5 – Effets attribuables et effets cumulés**
- 6 – Distinction entre ERS et ESR**



## **Partie 3 - Évaluation des Risques Sanitaires pour les dossiers ICPE : une approche progressive**

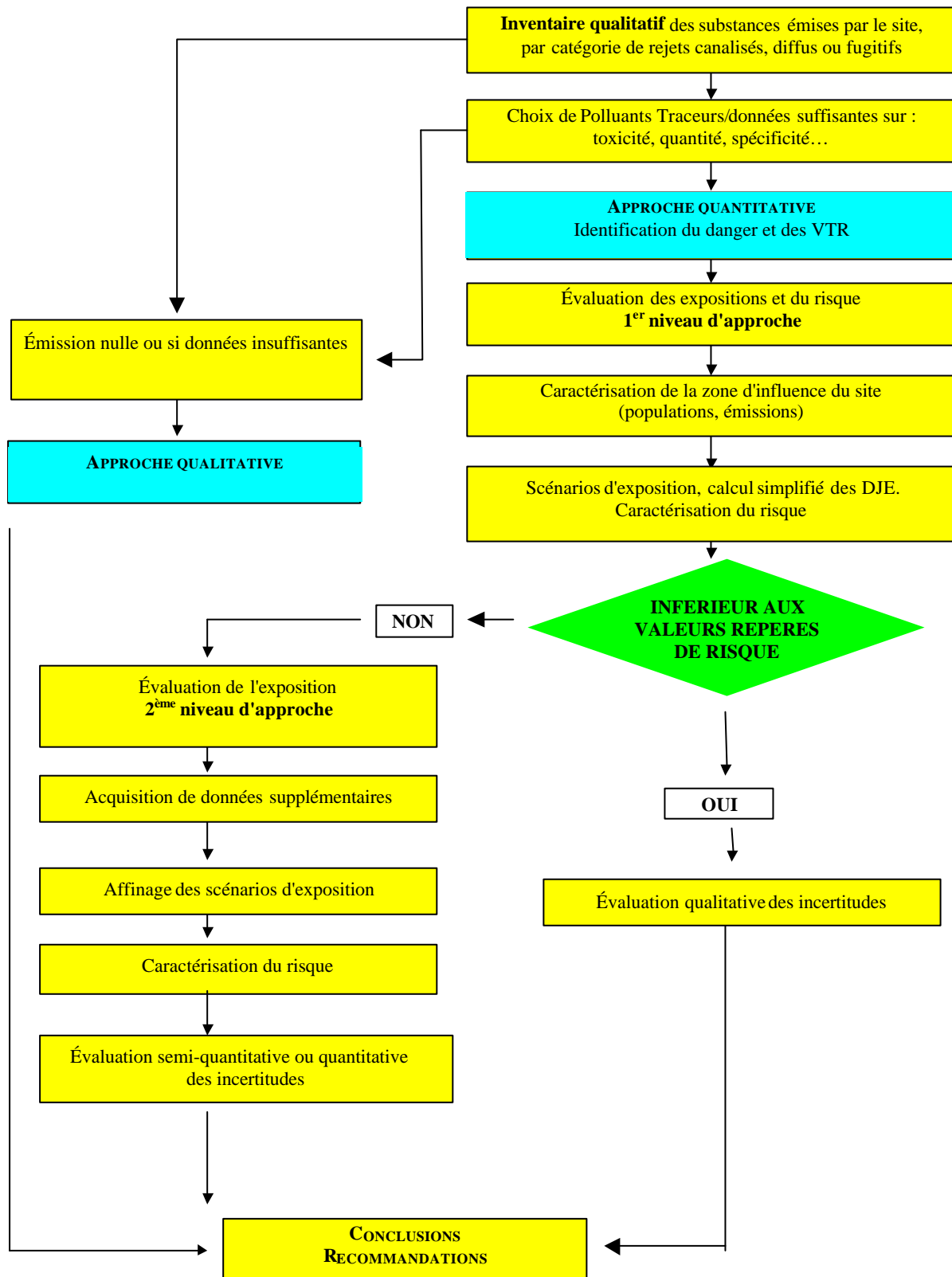
---

---

Cette partie a pour but de préciser comment la méthodologie d'évaluation du risque sanitaire (ERS) doit être mise en œuvre dans le cadre de l'étude d'impact des ICPE. Le principe de proportionnalité est particulièrement important lors de l'étape d'évaluation de l'exposition des populations concernées. Il se traduit par l'adoption de deux niveaux d'approche qui se distinguent par les hypothèses retenues dans la démarche d'évaluation.

Dans le premier niveau d'approche, l'évaluation des risques est réalisée par une approche raisonnablement majorante, en prenant des hypothèses qualitatives et quantitatives situées dans la partie haute de la distribution des paramètres utilisés pour évaluer l'exposition. La décision d'approfondir l'évaluation des risques, par un deuxième niveau d'approche et en reprenant la même démarche, est prise à l'issue de la comparaison entre les valeurs de risque obtenues et les valeurs repères de risque. Il s'agit donc d'un processus par approches successives et progressives, jusqu'à l'obtention d'une caractérisation des risques satisfaisante par rapport aux valeurs repères de risque, ceci dans la limite des connaissances disponibles.

Figure 2 : méthode d'évaluation des effets sur la santé dans l'étude d'impact des installations classées



## 1 LES DEUX NIVEAUX D'APPROCHE

La méthode d'évaluation des risques pour les ICPE est illustrée par le schéma ci-contre. Les étapes indispensables sont celles de la démarche d'évaluation du risque sanitaire telle que décrite au chapitre précédent : caractérisation du site, identification des dangers et des relations dose-réponse, évaluation des expositions.

Le premier niveau d'approche de l'évaluation du risque sanitaire (ERS-1) est semi-quantitatif, au sens où seule une estimation déterministe du risque est obtenue, basée principalement sur des hypothèses considérées comme raisonnablement majorantes. L'évaluation des incertitudes reste qualitative à ce niveau voire semi-quantitative si les éléments à disposition le permettent. L'ERS-1 permet donc, sans entrer dans des notions telles que le Budget Espace-Temps (BET), les enquêtes de consommation locales ou encore l'analyse quantitative (probabiliste) des incertitudes, de donner une estimation du risque accompagnée d'une analyse de sensibilité.

Par comparaison, l'évaluation du risque sanitaire de deuxième niveau comportera une évaluation semi-quantitative des incertitudes et si possible une évaluation probabiliste, avec expression de la distribution des probabilités d'exposition et de risque. Cette évaluation probabiliste sera basée sur l'étude quantitative des incertitudes et de la variabilité autour des paramètres les plus sensibles. Le passage du premier au deuxième niveau d'approche implique donc la révision des hypothèses majorantes utilisées dans la première approche par des hypothèses les plus réalistes possibles, basées sur l'acquisition de données supplémentaires et l'affinage des scénarios d'exposition. A ces nouvelles hypothèses, on associera systématiquement une quantification ou une semi-quantification des incertitudes.

## 2 CARACTERISATION DU SITE ET DE SON ENVIRONNEMENT

Les objectifs et les étapes de la caractérisation du site sont identiques à celles décrites dans la partie 2, avec des spécificités liées aux études d'impact des ICPE.

### 2.1 INVENTAIRE DES SUBSTANCES PAR CATEGORIES DE REJET

L'évaluation du risque sanitaire lié à une installation s'appuie sur un inventaire aussi complet que possible des substances émises dans les différents rejets identifiés. Cet inventaire ne saurait se limiter aux seules substances dites « réglementées », c'est-à-dire faisant l'objet de valeurs limites d'émission, assorties ou non d'une obligation de mesures continues ou périodiques dans le cadre de l'autosurveillance. Ces substances ne sont en effet pas forcément les plus toxiques. De même, le respect de la valeur limite d'émission, pour un polluant réglementé, ne doit pas conduire à l'écartier de l'inventaire des substances à considérer pour l'évaluation des risques.

**Les valeurs limites de rejet constituent certainement un indicateur pertinent à prendre en compte. Elles sont un minimum exigible. Toutefois, le respect des valeurs limites d'émission ne permet pas à l'évaluateur de s'affranchir de l'évaluation des risques pour les substances correspondantes.**

Les catégories de rejet à considérer sont essentiellement les rejets ponctuels ou canalisés : cheminées, exutoire d'eaux polluées... mais il ne faut pas négliger les émissions diffuses ou fugitives qui peuvent être prépondérantes en champs proche (exemple : dépôts atmosphériques de plomb).

Les sources d'information sont de plusieurs natures.

Pour les **installations en projet**, on ne dispose pas de résultats de mesure sur les rejets. L'inventaire est donc réalisé à partir de la connaissance du process, de la composition des matières premières, des solvants ou adjuvants de fabrication... connaissance essentiellement extrapolée à partir de données recueillies sur des installations similaires. L'évaluateur sera attentif au fait qu'une modification, même légère, du process ou un changement de matière première peut entraîner une modification qualitative et/ou quantitative de la composition des rejets. Des Facteurs d'Emission, établis par type d'installation par des instances telles que l'UE ou l'US EPA, fournissent une relation statistique entre la quantité d'un contaminant émise dans un rejet et une caractéristique quantitative du niveau d'activité de l'installation (par exemple : X Kg de solvant émis par m<sup>2</sup> de tissu enduit...).

Pour les **installations existantes**, des informations sont disponibles dans l'étude d'impact et dans les rapports d'autosurveillance ou de mesures ponctuelles.

- autosurveillance : lorsqu'une autosurveillance des points sensibles préalablement identifiés existe déjà sur le site, les données de flux pour tout ou partie des substances recensées sont disponibles dans l'étude d'impact sur une période plus ou moins longue,
- mesures ponctuelles : parfois, seules des mesures ponctuelles sur tout ou partie des substances inventoriées sont utilisables, obtenues à l'occasion de demandes spécifiques des instances locales ou de l'industriel. Dans ce cas les mesures sont à considérer avec prudence car elles ne sont pas révélatrices du fonctionnement continu de l'installation (à long terme) et sont souvent effectuées dans des conditions optimales de fonctionnement de l'installation (les éventuels dysfonctionnements ne sont donc pas pris en compte). Le développement de méthodes d'interpolation géostatistiques devrait permettre à terme de mieux utiliser des données ponctuelles pour prévoir les émissions sur le long terme.

L'étape d'identification des substances émises par le site dans son environnement doit s'appuyer sur un inventaire le plus complet possible. Ainsi, des mesures spécifiques au-delà de celles visées par les valeurs limites de rejet peuvent être indispensables. Par exemple les émissions de Composés Organiques Volatils (COV) quand elles sont mesurées, sont fréquemment exprimées en COV totaux, inexploitable en évaluation du risque sanitaire. Or, ces COV peuvent comporter des substances très toxiques, même à faible dose (benzène, formaldéhyde etc.). En l'absence de mesures spécifiques, l'évaluateur adoptera soit une attitude d'extrême prudence en assimilant l'ensemble des COV à la substance reconnue au moment de l'évaluation comme la plus toxique de cette famille, ce qui est peu satisfaisant scientifiquement et très pénalisant pour l'industriel, soit une attitude d'approximation en utilisant les Facteurs d'Emission s'ils existent. Il s'agit là d'une approximation permettant de guider et d'argumenter les requêtes de l'évaluateur en matière de campagne de mesures ou de modélisation spécifique au site ; les facteurs d'émission ne sont pas faits pour s'affranchir de la caractérisation des rejets d'une installation dans le cadre d'une étude locale.

La caractérisation quantitative des substances inventoriées ne sera pertinente que s'il existe des données toxicologiques suffisantes et des valeurs toxicologiques de référence (VTR) qui permettent de calculer, *in fine*, le risque qui leur est attribuable. Si aucune VTR et a fortiori aucune donnée

toxicologique n'est disponible pour une substance donnée, la quantification du risque sanitaire associé ne sera pas possible ; mais, afin de permettre d'approfondir ultérieurement l'évaluation du risque, on procédera à la quantification de l'exposition et à l'énoncé des caractéristiques ayant amené l'évaluateur à retenir cette substance comme étant pertinente pour l'évaluation des risques.

## **2.2 SELECTION DE POLLUANTS « TRACEURS DU RISQUE »**

On désigne par polluants « traceurs du risque » les substances choisies pour l'évaluation quantitative du risque sanitaire (EQRS). Le choix doit être effectué de manière transparente et être basé sur des critères définis et identiques pour toutes les substances. Parmi ces critères, la toxicité et les quantités émises jouent un rôle prépondérant.

### **2.2.1 TOXICITE DES SUBSTANCES**

Le choix des substances « traceurs de risques », parmi celles figurant dans l'inventaire, repose sur un examen de leurs caractéristiques de toxicité. Il ne s'agit pas ici de réaliser une étude approfondie sur chacune des substances de l'inventaire, mais plutôt d'opérer un screening rapide des données disponibles. On veillera à identifier séparément les cancérogènes et les non cancérogènes et à rechercher les valeurs toxicologiques de référence (VTR) disponibles.

L'un des outils les plus adéquats à ce niveau est la base de données TERA (Toxicology Excellence for Risk Assessment) qui propose une synthèse des VTR existantes dans les bases IRIS, ATSDR, Health Canada et bientôt RIVM et OMS. Elle donne également de manière succincte : la façon dont les VTR ont été établies, s'il s'agit de données basées sur l'homme ou sur l'animal, les temps d'exposition, les organes cibles etc. TERA est libre d'accès sous internet. IRIS peut aussi être consultée pour une meilleure connaissance des effets recensés dans la synthèse des études expérimentales ou épidémiologiques. Les fiches de données toxicologiques et environnementales de l'INERIS fournissent une information synthétique sur les caractéristiques de toxicité ainsi que les principales VTR existantes pour une quarantaine de substances.

A cet examen des données toxicologiques peut être associée la recherche des caractéristiques chimiques principales qui ont une influence sur le comportement des substances et sur les voies de contamination possibles. La base de données HSDB, facilement accessible, fournit ce type de données.

### **2.2.2 QUANTITES EMISES**

La présence d'une substance dans un milieu d'exposition est en relation directe avec la quantité émise à la source. La connaissance de cette quantité est donc indispensable. Les techniques analytiques disponibles présentent en général un seuil de quantification suffisamment bas pour satisfaire la plupart des besoins de caractérisation d'une émission. Il faut néanmoins s'assurer que la méthode analytique choisie est bien compatible avec les valeurs toxicologiques auxquelles les données d'exposition devront être comparées. Justifier un manque de connaissance de l'émission d'une substance par le fait qu'elle ne peut pas être mesurée sur le site avec la technique analytique choisie alors qu'elle aurait pu l'être avec une autre technique n'est pas acceptable.

### 2.2.3 CHOIX DES POLLUANTS TRACEURS DE RISQUES

En résumé, parmi les substances émises, on sélectionnera un nombre limité de « traceurs de risques » sur la base :

- de leur toxicité bien décrite et significative pour l'homme,
- de l'existence d'une Valeur Toxicologique (VT), avec par ordre d'importance décroissante :
  - VTR pertinente pour la voie et la durée d'exposition concernées,
  - VTR obtenue par dérivation voie à voie,
  - valeur toxicologique calculée directement à partir d'une NOAEL,
  - valeur toxicologique dérivée des VLEP ( $VT_{VLEP}$ ) établie comme indiqué précédemment,
- des quantités émises,
- des voies de contamination pertinentes telles qu'elles peuvent être fournies par la caractérisation des populations et des usages des ressources locales dans la zone d'influence du site,
- éventuellement de leur spécificité au site.

En revanche, pourront être écartés - en signalant explicitement le cas échéant le besoin d'acquérir des connaissances - les polluants pour lesquels les données de toxicité sont inexistantes ou non pertinentes (contaminant non toxique pour l'homme) et/ou pour lesquelles les voies de transfert majeures n'existent pas dans l'environnement du site considéré.

Le tableau 5 donne un exemple de grille (non exhaustive) pouvant être utilisée pour rassembler différents critères de choix sous une forme condensée et qualitative. Le tableau suivant introduit des considérations plus quantitatives sur les émissions et sur les valeurs toxicologiques disponibles dans le cas d'un rejet atmosphérique de composés organiques volatils. Un calcul ultra-majorant (calcul brut dans le tableau), considérant que la cible est exposée par inhalation à la concentration à l'émission, permet d'écarter éventuellement des substances présentant un faible risque (cas de l'acétone dans cet exemple). Ces deux tableaux peuvent être combinés et des critères plus qualitatifs de spécificité, de persistance, de bio-accumulation peuvent être introduits, de même que des critères comme la perception sociale (ex. UIOM et dioxines).



Tableau 5 : Extrait d'un tableau qualitatif de choix des traceurs du risque chronique liés à un site caractérisé par des rejets atmosphériques

Substances	Concentration à l'émission <sup>8</sup>	Dangerosité Toutes voies d'exposition confondues		VT	Spécificité	Persistance dans l'environnement	Retenu
		Non cancérigène Cls. EPA – CIRC	Cancérigène Cls. EPA - CIRC				
	F/M/I <sup>9</sup>	Non cancérigène Cls. EPA – CIRC	Cancérigène Cls. EPA - CIRC	O/N	F/M/I	F/M/I	O/N
Plomb	M	Anomalies du développement staturo-pondéral Atteintes neuro-comportementales	Groupe 2B - Classe B2 K du poumon et des reins	O	F	I	O
Zinc	M	Désordres immunitaires Troubles du métabolisme Anémie Diminution du HDL cholestérol	Groupe 3 - Classe D	N	F	M	N
Sélénium	I	Perte des cheveux, des ongles, dermatite chronique Abaissement du taux d'hémoglobine Anomalies dentaires et troubles neuro-sensitifs Insuffisance hépatique	Groupe 2A - Classe B2 Composés soufrés Classe D Autres composés	N - O	M	M-I	O

Tableau 6 : Extrait d'un tableau quantitatif de choix des traceurs du risque chronique liés à un site caractérisé par des rejets atmosphériques

Substances	Concentration à l'émission <sup>10</sup>	Dangerosité Toutes voies d'exposition confondues		Valeur Toxicologique (VT)		Calcul brut inhalation	Retenu
		Non cancérigène	Cancérigène	Non cancérigène	Cancérigène		
	mg/m <sup>3</sup>					IR / ERI	O/N
Acétate d'éthyl	12	Mortalité Diminution du poids d'organes	ND	RfD <sub>EPA</sub> = 9.10 <sup>-1</sup> mg/kg/j	ND	IR=3,8 Extrapolation voie à voie	O
Acétone	5	Atteintes du foie et des reins Atteintes neurologiques	Classe D	RfD <sub>EPA</sub> = 1.10 <sup>-1</sup> mg/kg/j MRL <sub>ATSDR</sub> = 30,8 mg/m <sup>3</sup>	s.o.	IR=0,2	N

<sup>8</sup> quantité relative d'une substance par rapport à l'autre à l'émission

<sup>9</sup> F : Faible; M : Moyenne; I : Importante

<sup>10</sup> concentration moyenne annuelle

Substances	Concentration à l'émission <sup>10</sup>	Dangerosité Toutes voies d'exposition confondues		Valeur Toxicologique (VT)		Calcul brut inhalation	Retenu
Dichlorométhane	46	Atteintes du foie et du poumon Formation d'adduits à l'hémoglobine	Groupe 2B - Classe B2 K foie et poumon	RfD <sub>EPA</sub> =6.10 <sup>-2</sup> mg/kg/j MRL <sub>ATSDR</sub> =1 mg/m <sup>3</sup> VC <sub>OMS</sub> =3 mg/m <sup>3</sup>	SF <sup>11</sup> 7,5.10 <sup>-3</sup> / (mg/kg/j) ERU <sub>i</sub> =4,7.10 <sup>-7</sup> / (µg/m <sup>3</sup> )	IR=15-46 ERI=0,02	O

**Remarque :** les notions -même qualitatives- de spécificité, de persistance et en particulier de bio-accumulation peuvent bien sûr et doivent parfois en fonction de la nature des substances être introduites dans ce type de tableau pour contribuer à l'aide à la décision. Ici, les substances considérées appartiennent aux COV et sont donc très volatiles : c'est l'inhalation directe qui va constituer l'exposition majeure. Cela ne sera pas le cas pour certaines substances émises à l'atmosphère en tout ou partie sous forme particulaire qui auront tendance à se déposer sur les sols et à se bio-accumuler via la chaîne alimentaire (dioxines, PCB, certains métaux lourds etc.).

**Remarque :** les notions -même qualitatives- de spécificité, de persistance et en particulier de bio-accumulation peuvent bien sûr et doivent parfois en fonction de la nature des substances être introduites dans ce type de tableau pour contribuer à l'aide à la décision. Ici, les substances considérées appartiennent aux COV et sont donc très volatiles : c'est l'inhalation directe qui va constituer l'exposition majeure. Cela ne sera pas le cas pour certaines substances émises à l'atmosphère en tout ou partie sous forme particulaire qui auront tendance à se déposer sur les sols et à se bio-accumuler via la chaîne alimentaire (dioxines, PCB, certains métaux lourds etc.).

### 3 EVALUATION DES EXPOSITIONS

L'évaluation quantitative de l'exposition consiste à établir des scénarios d'exposition basés sur des notions de fréquence et de durée d'exposition selon certaines modalités de contact et certaines populations cibles et à déduire des doses d'exposition.

#### 3.1 LA ZONE D'INFLUENCE DU SITE ET LES POPULATIONS POTENTIELLEMENT EXPOSEES

L'évaluation des expositions commence par la définition de la zone d'influence du site et par la description des populations présentes. Une cartographie est ainsi nécessaire, de façon à localiser les populations les plus proches ou pouvant être soumise à l'influence directe ou indirecte du site. Cette cartographie permet également, à l'aide de la rose des vents, d'identifier les populations sous le vent dominant. Enfin, les données de population sur la zone étudiée sont indispensables.

L'identification de lieux où des populations sensibles sont susceptibles de résider une fraction de temps significative de leur vie est également importante : crèches, écoles, hôpitaux, maisons de retraite etc.

Si aucune population ne se trouve sous influence directe ou indirecte du site (pas de contact), l'évaluation du risque actuel peut s'arrêter là. Néanmoins, il semble pertinent de faire, dans la mesure du possible, des hypothèses sur l'évolution future des expositions, compte tenu de l'usage prévisible

<sup>11</sup> SF : Slope Factor de l'US EPA (souvent employé pour l'Excès de Risque Unitaire par Voie Orale)

de l'environnement du site : étude des plans locaux d'urbanisme (PLU ex-POS) etc. Calculer le risque, à partir des dangers identifiés et des hypothèses d'exposition formulées, permettrait si nécessaire de limiter l'usage potentiel de l'environnement du site : pas d'école, de centre de loisirs etc. ; on pourrait alors prévenir un risque qui serait potentiellement trop élevé. En cas de modification majeure des expositions non prévisibles, il faudrait envisager de mettre en place les mêmes dispositions que pour une modification majeure de l'installation, c'est-à-dire réviser ou compléter le dossier ICPE.

### 3.2 L'ENVIRONNEMENT DU SITE

La description des activités dans l'environnement proche du site étudié est primordiale. S'agit-il d'une zone industrielle ou d'un secteur d'activités agricoles importantes ? L'une ou l'autre de ces activités peut en effet contribuer à l'exposition de la population riveraine à une substance particulière.

Enfin, les différents types d'utilisation des ressources naturelles autour du site doivent être identifiés : captages d'eau potable à proximité, existence de puits individuels ou utilisation directe d'une eau potentiellement contaminée pour la consommation ou l'irrigation, activités de pêche, présence de jardins potagers etc. Dans un premier temps, des données qualitatives simplement descriptives sont suffisantes pour ces deux derniers points. Ces paramètres seront à quantifier dans le cadre d'une ERS de 2<sup>ème</sup> niveau.

### 3.3 LES CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT

Le dernier maillon nécessaire à l'évaluation des expositions, et souvent le plus difficile à trouver dans une étude d'impact, est la quantification des concentrations des polluants traceurs du risque dans l'environnement proche, hors des limites du site. Dans de nombreux dossiers, aucune donnée n'est disponible. Parfois, des données des réseaux de surveillance de la qualité de l'air, des eaux, etc. sont disponibles mais ne sont pas spécifiques du site étudié. Ce type de réseau effectue habituellement des mesures en zone urbaine et dans les zones à forte densité industrielle mais en intégrant d'autres installations que le site étudié : c'est donc le risque cumulé qui sera considéré et pas le risque attribuable à des substances émises par le site. En outre, les polluants ou indicateurs mesurés en routine par de tels réseaux sont souvent différents de ceux qui doivent être pris en compte dans une évaluation du risque lié à une installation classée précise.

**La détermination de l'accroissement des concentrations et des risques, liés à l'implantation du site, dans les divers compartiments environnementaux doit faire partie de l'étude d'impact.**

De façon plus satisfaisante, des données d'autosurveillance à proximité immédiate du site sont parfois disponibles, spécifiques mais liées à des milieux particuliers (par exemple, seule l'eau est surveillée pour un indicateur précis, spécifique du site considéré). Dans certains cas favorables, des concentrations issues de campagne de mesures et/ou de modélisation sont disponibles et correspondent à des compartiments d'exposition pertinents.

Si les rejets prépondérants sont atmosphériques et si la voie d'exposition principale est l'inhalation (pas de retombées au sol etc.), il faut, sur la base de la caractérisation des émissions, utiliser un

modèle de dispersion atmosphérique pour calculer les concentrations dans l'air ambiant. Cette modélisation sera complétée, voire remplacée par l'interprétation des données de mesure disponibles sur les concentrations en polluants dans l'air ambiant. Ces résultats conduiront ensuite à établir des scénarios d'exposition par inhalation. Toutefois, il est clair que cette approche se limite, en général, à la seule modélisation de la dispersion à partir de rejets canalisés. Elle ne permet donc de conclure que sur le risque strictement attribuable à ces rejets canalisés. Il faudra, dans la qualification des incertitudes, bien préciser que les rejets diffus ou fugitifs ne sont pas ou mal pris en compte actuellement par ce type de modèles ce qui, pour certains sites industriels, sous-estime de façon significative les expositions donc le risque. L'annexe 2 présente une fiche technique sur la modélisation de la dispersion atmosphérique à partir de rejets industriels.

Dans le cas d'un rejet aqueux dans une rivière et d'une exposition directe ou indirecte via la consommation de cette eau contaminée, on considérera que la concentration dans le compartiment d'exposition est égale au rapport du débit du rejet (moyen ou maximum) au débit moyen de la rivière.

Il existe également des modèles d'exposition multi-média qui permettent la prise en compte du transfert d'une substance via différents compartiments environnementaux et du contact via diverses voies d'exposition mais aucun ne peut être considéré comme vraiment validé (voir annexe 3).

Exemple : à partir des concentrations dans l'air ambiant, calcul de l'exposition via l'inhalation directe et via la chaîne alimentaire suite aux retombées au sol (ingestion).

### **3.4 LES VOIES D'EXPOSITION**

Les voies d'exposition pertinentes sont identifiées en fonction des propriétés intrinsèques de la substance, des ressources utilisées (eau pour la consommation, l'arrosage, jardin potager...) et des populations concernées.

### **3.5 LES SCENARIOS D'EXPOSITION ET LE CALCUL DES DOSES JOURNALIERES D'EXPOSITION**

Des scénarios d'exposition peuvent être établis et des doses d'exposition calculées en utilisant les données recueillies à cette phase et dans celle de caractérisation du site et de son environnement. Les scénarios d'exposition sont décrits en termes de concentrations, de durée et de fréquence d'exposition. Ils intègrent également d'autres Variables Humaines d'Exposition : poids corporel, quantités administrées, etc.

Les valeurs quantitatives à attribuer à chaque paramètre d'exposition pourront être disponibles localement, au niveau national ou bien dans une banque de données telle que l'Exposure Factor handbook (EFH, 1997) de l'EPA (site : [www.epa.gov](http://www.epa.gov)). L'EFH n'est pas une banque de données interactive. Il s'agit d'un recensement des études portant sur différentes VHE. Il se décline en trois volumes : I-General Factors, II-Food Ingestion Factor et III-Activity Factors. L'IRSN établit pour le compte de l'Ademe une base de données, dénommée CIBLEX, rassemblant les caractéristiques de la population française et de son mode de vie. Dans la recherche de ces paramètres d'exposition, on privilégiera les données locales ou nationales tout en s'inspirant des exemples étrangers et des méthodes utilisées par ailleurs.

Pour conclure, il faut signaler que les Systèmes d'Information Géographiques (SIG) sont amenés à avoir un rôle significatif dans la visualisation mais aussi l'analyse et l'interprétation des expositions et des risques. Ces systèmes permettent de coupler la prise en compte de données, la modélisation et la représentation graphique de données géoréférencées. Les données intéressantes dans le contexte des études d'impacts sont :

- des cartes 2D (1/25000 etc.) ou 3D (BD Topo),
- des cartes de dispersion fournis par les modèles ou les courbes d'iso-concentrations fournies par les mesures,
- des cartes de densités de populations (données INSEE) etc.

Elles sont gérées par des bases de données qui permettent ensuite les calculs d'exposition et de risque et leur visualisation spatiale. Ce type d'outil et les données d'entrée qu'il impose n'est pas forcément généralisable à un 1<sup>er</sup> niveau d'approche. Il mérite toutefois d'être cité et développé en ce sens.

#### 4 EVALUATION DU RISQUE : DEUX NIVEAUX D'APPROCHE

Lorsque la quantification du risque est réalisable, si celui-ci est apprécié comme acceptable en regard des valeurs repères dans les conditions décrites et sous les hypothèses utilisées tout au long de la démarche, l'évaluation s'arrête là. Si, au contraire, le risque est apprécié comme non acceptable, une évaluation du risque de 2<sup>ème</sup> niveau est recommandée : les hypothèses de travail doivent alors être revues et les incertitudes étudiées de façon semi-quantitative. Enfin, une évaluation du risque sanitaire de 2<sup>ème</sup> niveau permet, lorsque le premier niveau d'approche aboutit à une estimation d'un risque non acceptable sur la seule base des valeurs repères, de faire la part entre ce qui est lié aux hypothèses plus ou moins raisonnablement majorantes prises par simplification et le risque strictement attribuable au fonctionnement du site.

Au niveau de l'étape d'évaluation du risque, on entend par acceptable un risque inférieur aux valeurs repères données par des organismes tels que l'OMS ou le CSHPF au niveau national. Citons également la circulaire de 1999 du ministère chargé de l'Environnement qui retient un ERI égal à  $1.10^{-5}$  comme acceptable pour l'évaluation des risques pour la santé liés aux sites et sols pollués. Il n'appartient pas à l'évaluateur de juger de l'acceptabilité d'un risque au sens large, ceci est de la responsabilité des décideurs et implique l'intégration de critères techniques, économiques, sociaux ou politiques qui sont du domaine de compétence des pouvoirs publics.

Au niveau de la conclusion et des recommandations, il ne faut pas oublier de reprendre l'ensemble des hypothèses formulées tout au long de la démarche ainsi que les choix effectués pour présenter en 1<sup>er</sup> niveau une évaluation qualitative des incertitudes.

#### 5 EFFETS ATTRIBUABLES ET EFFETS CUMULES

**Dans le cas d'une installation nouvelle**, il faut connaître le bruit de fond, pour les substances caractéristiques, des émissions de l'installation envisagée sur le site retenu (cf. autres sites similaires existants, littérature). Il permet de voir si l'augmentation des concentrations, associée à la nouvelle installation, dans les différents compartiments d'exposition aura ou non un impact significatif sur la santé des populations. Ce bruit de fond sera caractérisé par des mesures dans divers compartiments

d'exposition correspondants à des milieux physiques ou biologiques autour de l'installation projetée, portant sur des substances suffisamment spécifiques des rejets.

Par ailleurs, une modélisation de la surexposition associée au fonctionnement futur du site, à partir de l'hypothèse du respect des normes à l'émission est nécessaire. Cette approche est restrictive car seules les substances réglementées sont prises en compte. Toutefois, des informations complémentaires peuvent être obtenues par une recherche bibliographique sur des sites similaires, avec les incertitudes que cela comporte.

**Dans le cadre d'une installation existante**, la question du bruit de fond se pose différemment et relève plus de la compétence du gestionnaire du risque que des évaluateurs. En effet, l'évaluation des risques sanitaires liés à une ICPE permet de conclure au risque attribuable spécifiquement à cette ICPE pour la population riveraine. Il se peut que, à côté de ce risque quantifié, et apprécié isolément comme acceptable, l'exposition liée au bruit de fond soit déjà importante : autres installations, fond géochimique, etc. Il se peut également que la somme de cette exposition et de celles qui sont spécifiquement attribuables au site étudié, compte tenu des modifications envisagées ou même sans ces modifications, puisse amener à conclure à un risque non acceptable. Cela est particulièrement vrai dans le cas de « substances ubiquitaires »<sup>12</sup>. En terme de santé publique, qu'il s'agisse d'un site futur ou d'un site existant, il est important de tenir compte du risque cumulé. Dans le contexte des ICPE, la question est délicate et relève du gestionnaire.

## 6 DISTINCTION ENTRE ERS ET ESR

Il faut se garder de confondre l'ERS de 1<sup>er</sup> niveau telle que définie ici et l'évaluation simplifiée des risques (ESR) pour les sites et sols pollués<sup>13</sup>. En effet, l'objectif de cette dernière est de classer les sites en vue d'une hiérarchisation des priorités d'action.

L'étude d'impact, qui comprend l'évaluation des risques sanitaires, intervient en prévision d'un projet industriel ou de l'extension d'une installation existante (et également dans le cas d'une réévaluation) ; l'évaluation sites et sols pollués intervient en prévision d'une réutilisation sensible du site.

Toutes les voies de transfert sont considérées dans les deux cas, mais l'ERS ICPE s'intéresse à des sources multiples alors que l'EDR ne s'intéresse qu'à des sources situées dans le sol. En revanche, l'ERS et l'évaluation détaillée des risques (EDR) pour les sites et sols pollués, suivent la même méthodologie.

---

<sup>12</sup> terme consacré pour qualifier des substances présentes dans plusieurs compartiments environnementaux et/ou réparties sur une large section géographique

<sup>13</sup> cf. contribution INERIS au document édité par le BRGM : gestion des sites pollués – juin 2000

## **PARTIE 4**

### **CANEVAS DU CHAPITRE DE SYNTHÈSE DANS L'ÉTUDE D'IMPACT**

- 1 – Identification des dangers**
- 2 – Relation dose-réponse**
- 3 - Evaluation de l'exposition**
- 4 – Caractérisation du risque**
- 5 – Effets attribuables et effets cumulés**
- 6 – Discussion/Conclusion**





## **Partie 4 - Canevas du chapitre de synthèse dans l'étude d'impact**

Le chapitre de synthèse garantit la lisibilité de l'étude d'impact. Il doit, en particulier, faire la distinction entre installation existante et installation nouvelle.

La synthèse comporte l'ensemble des investigations entreprises, les informations acquises, ainsi que leur interprétation. Sur la forme, il est important de synthétiser l'information sous forme de tableaux récapitulatifs et de fournir le cas échéant des cartographies. Enfin, une bibliographie est indispensable en terme de traçabilité de l'information.

On doit donc retrouver dans le respect du principe de proportionnalité : une introduction décrivant le contexte et les hypothèses de réalisation de l'évaluation (comme les conditions de fonctionnement de l'installation retenues), une étape de caractérisation du site comprenant l'inventaire des substances et le choix des traceurs du risque sur des critères spécifiés, les étapes fondamentales de l'évaluation des risques sanitaires pour les substances retenues comme traceurs du risque.

### **1 IDENTIFICATION DES DANGERS**

Elle doit comporter :

- les propriétés intrinsèques des substances ayant un effet néfaste sur la santé, en rappelant les sources bibliographiques utilisées (études épidémiologiques, toxicologiques),
- des informations sur le caractère mutagène (lésions potentielles de l'ADN etc.), cancérigène ou tératogène (malformations fœtales) des substances et sur les effets systémiques non cancérigènes (effets sur le foie, le système nerveux central, les reins...).

L'inventaire qualitatif ainsi constitué est essentiel ; c'est à partir de celui-ci que vont être choisis les traceurs du risque. Sur les substances mises en évidence lors de l'inventaire, le choix des polluants traceurs du risque doit être motivé, en rappelant et en justifiant les critères de choix.

### **2 RELATION DOSE-REPONSE**

Pour chaque substance, doivent être mis en évidence :

- la relation entre la dose ou le niveau d'exposition et l'incidence ou la gravité des effets associés à la substance,
- les sources des valeurs toxicologiques de référence,
- pour chaque valeur toxicologique de référence : le type d'effet pris en compte, le type d'étude (épidémiologie, toxicologique, etc), la durée d'exposition, à partir desquels la valeur a été déterminée.

S'il existe pour une substance donnée plusieurs valeurs toxicologiques de référence de différentes origines, les critères de choix de la valeur retenue devront être explicités.

Dans le cas où une valeur toxicologique (VT) est utilisée, il conviendra de préciser la source et les modalités d'extrapolation ainsi que les éventuelles limites d'utilisation :

- paramètres de conversion et facteurs d'absorption dans le cas d'une dérivation voie à voie,
- qualité de l'étude et facteurs d'incertitude appliqués dans le cas d'une VT d'une étude particulière,
- dérivation à partir d'une VLEP et limites d'utilisation.

### 3 EVALUATION DE L'EXPOSITION

Cette partie décrit les voies d'exposition, la fréquence, le niveau et la durée de l'exposition ainsi que l'importance de la population et le type de population exposée.

- **Détermination de la zone d'influence du site**

Elle peut être différente en fonction des voies de transferts étudiées et s'appuyer sur la modélisation de la dispersion atmosphérique et des retombées au sol.

- **Description de la population exposée**

Nombre de personnes exposées, populations sensibles - distances par rapport au site des habitations les plus proches - notification des équipements collectifs (établissements scolaires, maison de retraite, hôpital, clinique...).

- **Description des voies d'exposition**

Afin de sélectionner les voies d'exposition pertinentes, il est nécessaire de décrire les propriétés du polluant par rapport à son devenir dans l'environnement et de décrire avec précision les différents usages des ressources naturelles : activités de pêche, baignade, présence de jardins, d'élevage, de culture (dans le cas de substances pouvant se bio-magnifier dans la chaîne alimentaire ou susceptibles de contaminer l'eau de baignade ou de boisson).

- **Description des concentrations en polluants dans l'environnement**

Elle s'appuie sur la métrologie et/ou la modélisation, ces deux techniques étant complémentaires. Si l'étude porte sur une installation future, ces données ne peuvent être déterminées que par modélisation. La référence de chaque logiciel de modélisation utilisé doit être rappelée. Le bruit de fond pour les polluants traceurs du risque est à fournir en utilisant cette fois la métrologie, sinon seul le risque attribuable à la future installation peut être déterminé.

Les données doivent porter sur chaque polluant retenu et être principalement représentatives d'une exposition à moyen/long terme, mais des concentrations d'exposition dues à des dysfonctionnements d'origine non accidentelle doivent être envisagées également.

- **Recensement qualitatif et quantitatif des paramètres d'exposition, écriture des scénarios et calcul des Doses Journalières d'Exposition.**

### 4 CARACTERISATION DU RISQUE

Cette dernière étape qualitative et quantitative présente la synthèse des informations collectées dans les étapes précédentes. Elle exprime, pour les polluants traceurs du risque, les résultats sous forme quantifiée.

## 5 DISCUSSION/CONCLUSION

Les recommandations issues de l'évaluation des risques sanitaires sont présentées, rappelant entre autres :

- les hypothèses prises en compte,
- les conditions de fonctionnement de l'installation retenues,
- la marge d'incertitude dans l'évaluation des risques (au minimum qualitative voire (semi-)quantitative),
- la liste des références, en particulier les études de référence (épidémiologiques par exemple).



## Conclusions et perspectives

---

Ce guide a voulu concilier deux objectifs apparemment contradictoires. D'une part, un objectif extrêmement pragmatique, réaliser un document utilisable par toute personne suffisamment compétente et mettre à la disposition des décideurs les éléments d'évaluation nécessaires à une bonne gouvernance des risques. D'autre part, poser les questions importantes sur les pratiques de l'évaluation des risques sanitaires et mettre en évidence le caractère incertain de l'exercice.

Les lecteurs jugeront de l'équilibre entre ces deux objectifs. Nous voulons simplement insister sur l'importance que chacun devra accorder à l'exercice de son propre regard critique sur l'évaluation. Dès lors que des facteurs de sécurité sont employés pour caractériser les dangers, que de l'information manque sur de nombreuses molécules et que des scénarios doivent être établis, le savoir-faire et l'expérience de l'expert doivent l'emporter sur les procédures écrites. Ainsi le mot guide devra être pris au pied de la lettre, ce guide facilite la visite du sujet mais ne se substitue pas au regard attentif et critique de l'évaluateur.

Les sujets sanitaires préoccupent à juste titre les personnes concernées par les installations, notamment les travailleurs et les riverains. Il est souvent écrit que l'évaluation des risques doit être distincte de la gestion des risques, nous préférons ainsi considérer que l'expertise ne doit pas se substituer à la décision. Ainsi l'évaluateur de risque est un expert qui connaît suffisamment le sujet étudié et le dossier qui lui est soumis pour être capable d'aider le décideur à s'appuyer sur les certitudes et les incertitudes scientifiques dans le processus décisionnel. A ce titre, l'évaluateur devra être à la fois très précis dans son approche, savoir justifier ses hypothèses et procéder le cas échéant à des itérations, et pédagogue dans sa présentation tant devant le décideur que devant les parties concernées. Dans ces conditions il sera possible de s'appuyer sur l'évaluation des risques pour évoluer vers une gestion des impacts environnementaux qui garantit le développement économique durable en respectant sans faillir les impératifs de santé humaine.

Nous ne saurions conclure sans évoquer les perspectives que ce guide suggère. De nombreuses incertitudes doivent être levées si l'on souhaite progresser suffisamment dans la connaissance dans le but d'améliorer la qualité des études d'impact. Il paraît évident qu'un des points faibles concerne et en tout premier lieu la disponibilité des données. L'Union européenne est en train de se doter d'une nouvelle politique des produits chimiques qui devrait conduire à terme à une meilleure connaissance des effets des substances chimiques. Cette responsabilisation des industriels et cette levée du secret sont de nature à améliorer considérablement les études d'impacts, ce qui veut dire *in fine* remplacer des approches de précaution basées sur des approches majorantes par des hypothèses de prévention s'appuyant sur la connaissance des dangers. Dans le même temps des recherches sur la modélisation des effets visent la substitution des facteurs de sécurité arbitraires par des outils d'extrapolation et de transposition validés. Le renforcement des outils météorologiques de surveillance de l'environnement et de la santé, et l'utilisation croissante de la modélisation du devenir des substances chimiques dans l'environnement vont également dans le sens d'une meilleure compréhension des expositions. Au-delà des outils, c'est au niveau des concepts que se situera une des avancées les plus

prometteuses avec l'élaboration d'outils d'évaluation probabiliste des risques. Il va de soi que le couplage entre l'expertise et la recherche, tel qu'il se pratique dans les organismes d'expertise, est un gage de rapidité dans la mise en application de ces améliorations.

## Bibliographie

---

### **ATSDR**

Toxicological profiles on CD-Rom. Atlanta, Georgia, USA. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service. Agency for Toxic substances and Disease Registry, 1998.

### **Baars A. J. (2000)**

Preliminary risk assessment for humans cleaning the oil spillage on the coast of Brittany (France) caused by the wreckage of the maltese oil tanker « ERIKA » in december 1999.

### **Communauté européenne (1993)**

Directive 67/548/CEE modifiée du 27 juin 1967 relative à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses.

### **Commission européenne**

Technical guidance documents in support of the commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and the commission regulation (EC) 1488/94 on risk assessment for existing substances.

### **Godard O.**

Le principe de précaution dans la conduite des affaires humaines. (1997). ISBN 2-7380-0717-1.

### **Hempfling R., Doetsch P., Stubenrauch S., Mahr A., Bauer D., Koschmieder H.J. and Grünhoff D.**

UMS-System zur Altlastenbeurteilung. 109 01 215, Erlangen : ARGE Fresenius-focon, 1997.

### **INERIS**

Fiches de données toxicologiques et environnementales.  
<http://www.ineris.fr/recherches/fiches/fiches.htm>

### **InVS : Institut de Veille Sanitaire**

- Valeurs toxicologiques de référence : méthodes d'élaboration InVS, Saint Maurice, janvier 2002.
- Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact. InVS, Saint Maurice, février 2000 : <http://www.invs.sante.fr>.

### **Joint Research Center**

- ECDIN : Environmental Chemicals Data and Information Network [computer program]. J.R.C. (Joint Research Center) & Commission of the European Community. Genève : Chemical Exchange Directory ; 1993.
- IUCLID : International Uniform Chemical Information Database. [computer program]. J.R.C (Joint Research Center) & European Chemical Bureau. 1996.

### **Ministère de l'Écologie et du Développement Durable**

Diagnostic approfondi et évaluation détaillée des risques d'un site. Version 0, septembre 2000. ISBN 7159-090-4. Editions BRGM.

### **National Library of Medicine HSDB**

Hazardous substances databank [CD-Rom]. USA : Silverplatter International, 1998.

### **National Research Council**

Science and Jugement in risk assessment (1994). ISBN 2-911489-04-7.

### **Nisbet I. C. U., Lagoy P. K. (1992)**

Toxic Equivalency Factors (TEFs) for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Regulatory Toxicology and Pharmacology, 16, 290-300.

### **OMS**

- International program on chemical safety, environmental health criteria, CD-Rom.
- Air Quality Guidelines, Geneva, 1999, 2000 : <http://www.WHO.int/PEH>.
- Air Quality Guidelines for Europe - Second Edition, WHO Regional Publications, European Series, n°91 - WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, 2000.

### **Société Française de Santé Publique**

Science et décision en santé environnementale, les enjeux de l'évaluation et de la gestion des risques. Collection Santé et Société, n° 6, novembre 1997.

### **TERA : Toxicology Excellence for Risk Assessment**

<http://www.tera.org/ITER>.

### **Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group**

Références des documents sur le site internet :

<http://voyager.wpafb.af.mil/text/Publications/tphcwg>.

### **UBA**

- Aktualisierte Fortschreibung der Basisdaten Toxikologie für Umweltrelevante Stoffe (1995) Vorhaben 103 40 113.
- Methodische Beschreibung des F + E Vorhabens : Basisdaten Toxikologie für umwelt relevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten (1996) F + E - Verhaben 103 40 113/02.

### **US EPA**

- Provisional Guidance for Quantitative Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, EPA/600/R-93-089, July 1993.
- Integrated Risk Information System (IRIS) on line. 1998. <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/irisdat>.
- Health Effects Assessment summary tables. 1995, PB95-921199.
- Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume 1. Human Health Evaluation Manual. Part A. 1989 ; EPA/540/1-89/002.
- Superfund exposure assessment manual. Washington, DC. US EPA. 1988 ; EPA/540/1-88/001. P.1.
- Exposure Factor Handbook, CD-Rom.
- The risk assessment guidelines of 1986. 1997, EPA/600/8-87/045.

### **Van den Berg, R.**

Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values, Netherlands : National Institute of Public Health and Environmental Protection Bilthoven, 1991/1994, 725201011.



**Waitz, M.F.W., Freijer, J.I., Kreule P., Swartjes, F.A.**

The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds, Netherlands : National Institute of Public Health and Environmental Protection Bilthoven, May 1996. 715810014.

**WHO**

- Air Quality Guidelines in Europe. World Health Organization, Geneva, 1987. Revised Guidelines for Air Quality, WHO, Geneva, 1999.
- Environmental Health Criteria 202, Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons, 1998.



## ACRONYMES ET GLOSSAIRE

---

### ACRONYMES

- ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie.
- ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, produit les Toxicological profiles
- CA ou CT : Concentration Admissible ou Tolérable (en mg/m<sup>3</sup> ou en µg/m<sup>3</sup>).
- CAL-EPA : California – Environmental Protection Agency
- CAS : Le numéro CAS (Chemical Abstract Services) est unique pour chaque substance chimique. Il peut être utilisé pour la recherche dans les bases de données toxicologiques
- CHSCT : Comité d'Hygiène, de Sécurité et des Conditions de Travail
- CI : Concentration Inhalée (en mg/m<sup>3</sup> ou en µg/m<sup>3</sup>).
- CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer (IARC en anglais : International Agency for Research on Cancer)
- CIRE : Cellule Inter Régionale d'Epidémiologie
- CPP : Comité de la Prévention et de la Précaution
- CREDOC : Centre de Recherche et de Documentation sur les Consommations
- CSHPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
- DDAF : Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt
- DDE : Direction Départementale de l'Equipement
- DGS : Direction Générale de la Santé
- DIREN : Direction Régionale de l'Environnement
- DJA ou DJT : Dose Journalière Admissible, Acceptable ou Tolérable (en mg/kg/j ou en µg/kg/j).
- DJE : Dose Journalière d'Exposition (en mg/kg/j ou en µg/kg/j).
- DMENO : Dose Minimale pour laquelle un Effet Nocif est Observé (en anglais : Lowest Observed Adverse Effect Level - LOAEL).
- DRAF : Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt
- DRASS : Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales
- DRE : Direction Régionale de l'Equipement
- DRIRE : Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement
- DSENO : Dose sans Effet Nocif Observé (en anglais : No Observed Adversed Effect Level – NOAEL).
- DSV : Direction des Services Vétérinaires
- ECDIN : Environmental Chemicals Data and Information Network, produite par le Centre Commun de Recherche d'Ispra
- EDR : Evaluation Détaillée des Risques sanitaires
- EFH : Exposure Factor Handbook (EPA).
- EHC : Environmental Health Criteria, série de monographies publiées par l'OMS
- EI : Etude d'Impact
- ENSP : Ecole Nationale de la Santé Publique

EQRS	: Evaluation Quantitative du Risque Sanitaire
ERC	: Excès de Risque Collectif (ou impact)
ERI	: Excès de Risque Individuel
ERS	: Evaluation du Risque Sanitaire
ERU	: Excès de Risque Unitaire en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ pour l'ERUi (Excès de Risque Unitaire par inhalation) ou en $(\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$ pour l'ERUo (Excès de Risque Unitaire par voie orale).
HEAST	: Health Effects Assessments Summary. Tables produites par l'EPA
HSDB	: Hazardous Substances DataBank, banque de données factuelles et textuelles produite par la National Library of Medicine (USA).
ICPE	: Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
INERIS	: Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
INRS	: Institut National de la Recherche et de la Sécurité
InVS	: Institut de Veille Sanitaire
IPCS	: International Programme on Chemical Safety
IR	: Indice de Risque
IRIS	: Integrated Risk Information System, base de données toxicologiques de l'EPA
ITER	: International Toxicity Estimates for Risk (featuring EPA, Health Canada, ATSDR), base de données toxicologiques TERA (Toxicology Excellence for Risk Assessment)
IUCLID	: International Uniform Chemical Information Database, produite par le Centre Commun de Recherche d'Ispra
LOAEL	: Lowest Observed Adverse Effect Level (voir DMENO)
MEDD	: Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable
MRL	: Minimum Risk Level, exprimé en $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ (tel que défini par l'ATSDR – voir DJA ou DJT).
MTD	: Meilleures Technologies Disponibles
NOAEL	: No Observed Adversed Effect Level (voir DSENO).
NRC	: National Research Council (Académie des Sciences des Etats-Unis).
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé (en anglais : World Health Organization – WHO)
POS	: Plan d'Occupation des Sols
RfC	: Concentration de référence, exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (telle que définie par l'EPA - voir CA ou CT).
RfD	: Dose de référence, exprimée en $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ (telle que définie par l'EPA - voir DJA ou DJT).
RIVM	: Institut national de la santé publique et de la protection de l'environnement, Pays-Bas
TRI	: Toxic chemical Release Inventory
US EPA	: United States - Environmental Protection Agency – Agence nationale de protection de l'environnement, Etats-Unis
UE	: Union européenne
UIOM	: Usine d'Incinération d'Ordures Ménagères
VHE	: Variable Humaine d'Exposition
VTR	: Valeur Toxicologique de Référence

## **GLOSSAIRE**

### **Caractérisation du risque**

Expression qualitative et quantitative du risque. Elle doit fournir aux décideurs l'ensemble des éléments permettant de comprendre ce que représente le risque évalué. Elle doit faire la part entre ce qui est connu et ce qui est incertain.

### **Concentration inhalée (CI)**

Concentration par inhalation, à laquelle la cible est exposée en moyenne sur la durée d'exposition. Elle s'exprime en masse (mg ou µg) par unité de volume d'air (m<sup>3</sup>).

### **Concentration tolérable (CT)**

Concentration à laquelle peut être exposée en permanence une cible par inhalation, sans apparition d'un effet néfaste. Elle s'exprime comme la concentration inhalée : CT : RfC pour l'EPA, MRL pour l'ASTSDR, CAA pour l'OMS.

### **Danger**

Effet sanitaire indésirable comme le changement d'une fonction ou d'une valeur biologique, de l'aspect ou de la morphologie d'un organe, une malformation fœtale, une maladie transitoire ou définitive, une invalidité ou une incapacité, un décès.

### **Dose externe (ou administrée)**

Quantité de polluant qui entre en contact avec les barrières de l'organisme humain par voie d'exposition (inhalation, ingestion, contact cutané).

### **Dose interne (ou absorbée)**

Quantité de polluants qui pénètrent dans les milieux biologiques, une fois passés les tissus séparant les espaces intérieurs et le milieu extérieur : c'est la dose externe corrigée des taux d'absorption.

### **Dose Journalière d'Exposition (DJE)**

Quantité de polluant ingérée ou absorbée par la peau rapportée à la masse corporelle et moyennée sur la durée d'exposition. Elle s'exprime en mg ou µg de polluant par kilogramme de masse corporelle et par jour (mg/kg/j ou µg/kg/j).

### **Dose Journalière Tolérable (DJT ou DJA pour admissible)**

Niveau d'exposition sans risque appréciable pour l'homme. Il est construit en divisant les DSENO ou les DMENO par des facteurs de sécurité. Pour l'EPA, cette dose de référence correspond à la RfD. Pour l'ATSDR, elle correspond au MRL.

### **DMENO**

Plus faible dose de substance pour laquelle on constate une augmentation statistiquement (ou biologiquement) significative en fréquence ou en sévérité d'un effet nocif dans un groupe exposé à la substance par rapport à un groupe non exposé.

### **DSENO**

Dose la plus élevée pour laquelle on n'observe pas d'augmentation statistiquement (ou biologiquement) significative en fréquence ou en sévérité d'une effet nocif dans un groupe exposé à la substance par rapport à un groupe non exposé.

### **Effet cancérigène**

Toxicité qui se manifeste par l'apparition de cancers.

**Effet systémique**

Effet résultant de l'action du toxique après absorption et distribution dans différentes parties de l'organisme humain.

**Emissions**

Concentrations mesurées à la sortie d'une source.

**Equivalent Toxique (T.E.Q.)**

Somme des concentrations de différents toxiques de la même famille, pondéré par le facteur d'équivalence toxique (FET) affecté à chacun, exprimée par rapport à la substance de référence. Par exemple : équivalent TCDD pour les dioxines ou équivalent BAP pour les HAP.

**Excès de Risque Collectif (ERC)**

Appelé aussi « impact », il représente une estimation du nombre de cancers en excès, lié à l'exposition étudiée, qui devrait survenir au cours de la vie d'un groupe d'individus.

**Excès de Risque Individuel (ERI)**

Probabilité que la cible a de développer l'effet associé à une substance cancérigène pendant sa vie du fait de l'exposition considérée.

**Excès de Risque Unitaire (ERU)**

Probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu contracte un cancer s'il est exposé pendant sa vie entière à une unité de dose (ou de concentration) d'une substance cancérigène. L'ERU s'exprime en  $(\text{mg/kg/j})^{-1}$  pour la voie orale ou en  $(\text{mg/m}^3)^{-1}$  pour la voie inhalation.

**Evaluation de l'exposition**

Détermination ou estimation des voies d'exposition, de la fréquence, de la durée et de l'importance de l'exposition.

**Evaluation de la relation dose-effet**

Définit une relation quantitative entre la dose ou concentration administrée ou absorbée et l'incidence de l'effet délétère.

**Evaluation du risque sanitaire**

Processus en quatre étapes qui comprend l'identification du potentiel dangereux des substances, l'évaluation de la relation dose-effet, l'évaluation de l'exposition et la caractérisation des risques.

**Exposition aiguë**

De quelques secondes à quelques jours.

**Exposition chronique**

De quelques années à vie entière.

**Exposition subchronique**

De quelques jours à quelques années.

**Facteurs d'incertitude**

Facteurs multiplicatifs appliqués à des données toxicologiques expérimentales ou à des résultats d'études épidémiologiques pour construire une valeur toxicologique de référence.

**Génotoxique**

Substance pouvant induire des effets potentiellement défavorables sur le matériel génétique.

### **Identification du potentiel dangereux des substances**

Consiste à identifier les effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer chez l'homme en s'attachant à la nature et à la force des preuves de causalité relevées entre la substance et l'effet induit.

### **Immissions**

Concentrations dans l'air ambiant.

### **Indice de Risque (IR)**

Utilisé pour caractériser le risque lié aux toxiques systémiques. Il correspond à la dose (ou concentration) journalière d'exposition divisée par la dose (ou concentration) de référence.

### **Mutagène**

Agent susceptible d'induire des mutations de l'ADN, du gène, du chromosome ; ce qui constitue l'étape initiale de la cancérogenèse, à condition que la mutation porte sur des gènes impliqués dans le processus de cancérogenèse.

### **Non-génotoxique (agent cancérogène)**

L'action toxique consiste à interférer avec les mécanismes de régulation de la division cellulaire, de la différenciation et de l'expression des gènes mais sans altération directe du patrimoine génétique.

### **Organe cible**

Organe ou système présentant une sensibilité particulière à une substance donnée.

### **Principe de Précaution**

Principe juridique de haut niveau selon lequel « l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommages graves et irréversibles à l'environnement à un coût économiquement acceptable ». intégré dans la Loi Barnier 1995.

### **Principe de Prudence scientifique**

Consiste à adopter, en cas d'absence de données reconnues, des hypothèses raisonnablement majorantes définies pour chaque cas à prendre en compte.

### **Principe de proportionnalité**

Implique une cohérence entre le degré d'approfondissement de l'étude et l'importance de la pollution et son incidence prévisible.

### **Principe de spécificité**

Assure la pertinence de l'étude par rapport à l'usage et aux caractéristiques du site et de son environnement.

### **Principe de transparence**

Les choix des hypothèses, des outils à utiliser et du degré d'approfondissement d'une évaluation du risque sanitaire doivent systématiquement être présentés et expliqués, leurs conséquences sur la quantification du risque doivent être évaluées. Ces choix doivent être cohérents.

### **Risque**

Probabilité d'apparition d'un effet néfaste dans des conditions d'exposition données.

### **Seuil d'effet**

Niveau d'exposition au-dessous duquel aucun effet n'est attendu.

**Slope factor**

Voir « Excès de Risque Unitaire (ERU) ».

**Valeur repère de risque**

Niveau de risque défini comme acceptable par différentes instances, auquel peut être comparé le niveau de risque évalué sur un site.



## ANNEXE 1

### CAS D'UNE USINE DE FABRICATION D'ENGRAIS PHOSPHATES

#### *Sommaire*

<b>1</b>	<b>Caractérisation du site</b> .....	83
1.1	Inventaire des substances émises .....	83
1.2	Choix des polluants traceurs du risque.....	83
<b>2</b>	<b>Identification des Dangers et des Relations Dose-Réponse</b> .....	85
<b>3</b>	<b>Evaluation des Expositions</b> .....	88
3.1	Caractéristiques démographiques et topographiques .....	88
3.2	Détermination de l'exposition.....	91
<b>4</b>	<b>Caractérisation du Risque</b> .....	91
4.1	Risques liés aux rejets canalisés.....	92
4.2	Exposition et risques cumulés par inhalation.....	92
4.3	Discussion sur l'intérêt de la mise en place d'un dévésiculeur .....	93
4.4	Discussion sur les incertitudes .....	93
4.5	Discussion sur les particules fines .....	94
<b>5</b>	<b>Conclusions</b> .....	95



Cette présentation illustre ce qui peut être fait, par une approche dite de 1<sup>er</sup> niveau, en matière d'évaluation du risque sanitaire lié aux rejets atmosphériques canalisés d'une usine de fabrication d'engrais phosphatés. Elle ne constitue qu'un exemple d'évaluation du risque sanitaire pour un dossier d'étude d'impact d'une ICPE. En ce sens, il va de soi que tous les points ne sont pas développés de façon exhaustive. Néanmoins, cet exemple a été rédigé et est présenté de façon à être en adéquation avec la méthodologie de 1<sup>er</sup> niveau d'approche proposée dans ce guide.

## 1 CARACTERISATION DU SITE

Deux sources d'émission sont clairement identifiées sur le site :

- l'atelier de superphosphates,
- l'atelier de granulation.

L'étude porte sur les émissions avant et après installation d'un dévésiculateur sur l'atelier de granulation. Ce dispositif permet de retenir les aérosols contenus dans les effluents gazeux du process.

### 1.1 INVENTAIRE DES SUBSTANCES EMISES

Un inventaire qualitatif des substances rejetées est d'abord effectué. Pour ces substances, des mesures sont disponibles à l'émission de l'un et/ou de l'autre des ateliers (autosurveillance et mesures extérieures) ; des prélèvements ont également été effectués dans l'environnement du site, avec la participation des riverains.

Le tableau suivant résume l'ensemble des substances potentiellement émises dans l'air par la fabrication d'engrais phosphatés d'après la littérature [Références via Medline etc.] et celles autosurveillées ou mesurées à l'émission et/ou dans l'environnement pour les besoins de cette étude sur le site.

Tableau 7 : ensemble des substances émises lors de la fabrication d'engrais phosphatés

Ensemble des substances émises		
Poussières totales	Plomb	Fluorures (HF)
PM 2,5	Cadmium	Ammonium (NH <sub>3</sub> total)
Phosphates	Arsenic	Chlorures (HCl)
COV totaux	Chrome	H <sub>2</sub> S
	Nickel	SO <sub>2</sub>

### 1.2 CHOIX DES POLLUANTS TRACEURS DU RISQUE

A partir de cet inventaire complété d'une caractérisation des flux alors disponibles à l'émission ou des concentrations mesurées dans l'environnement d'une part et d'une étude rapide sur la toxicité

et les paramètres physico-chimiques des substances impliquées (HSDB, etc.) d'autre part, des polluants traceurs du risque potentiel lié à l'activité du site peuvent être choisis.

Les critères de choix doivent être définis *a priori* et considérés en parallèle les uns des autres; ils sont homogènes pour chaque substance.

Tableau 8a - Atelier de granulation : traceurs de risque pour les rejets atmosphériques canalisés

Polluants Traceurs du Risque		
Poussières totales	Plomb	Fluorures
PM 2,5	Cadmium	Chlorures
	Arsenic	H <sub>2</sub> S

Tableau 8b - Atelier de granulation : critères de choix des traceurs de risque

Critères de choix majeurs
Quantité émise
Toxicité : VTR
Compatibilité toxicologie/métriologie
Spécificité au site

**EXEMPLE : LES ARGUMENTS DE CHOIX DES FLUORURES**

- Spécifiques du site ; longuement décrits dans la littérature pour ce type de site,
- émis par les 2 ateliers : les mesures sont disponibles en HF par l'autosurveillance du site et en ions fluorures via les mesures ponctuelles d'un organisme extérieur ; le réseau de surveillance de la qualité de l'air fournit des mesures supplémentaires dans l'environnement avant et après installation du dévésiculeur, sous forme d'ions fluorures,
- flux importants par rapport aux autres substances émises lorsque l'on somme les deux sources de rejet,
- plus connus pour leur potentiel écotoxique (effets sur les végétaux, les bovins etc. lors de pics de pollution) que toxique ; néanmoins, malgré une relative faible gravité des effets (fluorose), l'OMS fournit une valeur guide dans l'air pour la protection de la santé humaine (1 µg/m<sup>3</sup>). Cette valeur est basée sur une durée d'exposition d'un an aux fluorures, compatible avec une évaluation du risque chronique. La voie prépondérante d'exposition est généralement l'ingestion (l'EPA fournit pour le HF une dose de référence de 6.10<sup>-2</sup> mg/kg/j basée sur une étude épidémiologique chez des enfants ;

l'ATSDR fournit un MRL chronique de  $5.10^{-2}$  mg/kg/j), mais l'inhalation est aussi possible.

Tableau 9 : flux des substances - atelier de superphosphates

Substances	Concentrations en mg/Nm <sup>3</sup> (particulaires + gazeux)	Flux (g/s)
Fluorures	7,36	0,03
Poussières totales	5,69	0,03
H <sub>2</sub> S	34,96	0,16
SO <sub>2</sub>	890	4,06
Arsenic	$1,05.10^{-3}$	$4,8.10^{-6}$
Cadmium	$6,5.10^{-4}$	$3,1.10^{-6}$
Plomb	$28.10^{-2}$	$1,3.10^{-4}$

Tableau 10 : flux des substances - atelier de granulation

	Chlorures		Fluorures	
	mg/Nm <sup>3</sup>	g/s	mg/Nm <sup>3</sup>	g/s
Année 2000 Calydra septembre	12,7	0,37	3,6	0,11
Année 2000 Calydra août	4,8	0,12	0,4	0,01
Année 2000 Industriel Après Dévésiculeur	28,3	0,73	3,4	0,09
Année 2000 Industriel Avant Dévésiculeur	39,7	0,95	4,9	0,12
Année 1999 Industriel	72,3	2,2	3,7	0,13
Année 1999 Calydra	88,7	2,3	18,9	0,5

Tableau 11 : flux des substances - atelier de granulation : substances spécifiques

	Arsenic	Cadmium	Plomb	Poussières	SO <sub>2</sub>
	g/s				
Année 2000 Calydra septembre	$3,8.10^{-3}$	$2,5.10^{-6}$	$2.10^{-4}$	0,03	0,3
Année 2000 Calydra Août	0,01	$2.10^{-5}$	$1,8.10^{-4}$	0,07	0,07
Année 1999 Calydra				0,5	

## 2 IDENTIFICATION DES DANGERS ET DES RELATIONS DOSE-REPONSE

La toxicité des substances identifiées est évaluée à l'aide des monographies ou fiches toxicologiques INERIS par exemple et des bases de données épidémiologiques et toxicologiques de référence (OMS, IRIS-EPA, ATSDR etc.).

Tableau 12 : dangers et relations dose-réponse pour les Poussières totales et Particules fines (PM 2,5)

Dangers	
Poussières totales et Particules fines (PM 2,5) Matériaux composites	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Pas d'effet sanitaire spécifique</li> <li>- Atteintes des muqueuses respiratoires</li> </ul>
Valeurs toxicologiques de Référence	
Poussières	Valeurs de référence pour la qualité de l'air de l'UE : <ul style="list-style-type: none"> <li>- 50 µg/m<sup>3</sup> (moy. 24 h)</li> <li>- 40 µg/m<sup>3</sup> (moy. annuelle)</li> </ul>
Particules Fines PM 2,5 Études en cours aux USA sur le risque cancérigène lié à une exposition chronique par inhalation aux particules fines (concerne les PM 2,5 d'origine urbaine)	Valeurs limites dans l'air de l'EPA (USA) : <ul style="list-style-type: none"> <li>- 65 µg/m<sup>3</sup> (moyenne 24 h)</li> <li>- 15 µg/m<sup>3</sup> (moyenne annuelle)</li> </ul>

Tableau 13 : Dangers et relations dose-réponse pour les fluorures et chlorures

Fluorures	
Acide fluorhydrique EPA : fluorose, étude épidémiologique chez les enfants	Dose de référence <b>RfD</b> : <ul style="list-style-type: none"> <li>- 6.10<sup>-2</sup> mg/kg/j</li> </ul>
Ions fluorures OMS : fluorose, exposition annuelle	Valeur guide dans l'air : <ul style="list-style-type: none"> <li>- 1 µg/m<sup>3</sup></li> </ul>
Chlorures	
Acide chlorhydrique EPA : hyperplasie de la muqueuse nasale du larynx et de la trachée, étude chronique chez le rat	Concentration de référence <b>RfC</b> : <ul style="list-style-type: none"> <li>- 2.10<sup>-2</sup> mg/m<sup>3</sup></li> </ul>

Tableau 14 : Dangers et relations dose-réponse pour H<sub>2</sub>S ET SO<sub>2</sub>

<b>H<sub>2</sub>S</b>	
<b>EPA</b> : Atteintes digestives, étude subchronique chez le cochon	Dose de référence <b>RfD</b> : – 3.10 <sup>-3</sup> mg/kg/j
<b>EPA</b> : Inflammation de la muqueuse nasale, étude chronique chez la souris	Concentration de référence <b>RfC</b> : – 1.10 <sup>-3</sup> mg/m <sup>3</sup>
<b>SO<sub>2</sub></b>	
<b>OMS</b> : Irritant des voies respiratoires	Valeurs guides de l' <b>OMS</b> : – 125 µg/m <sup>3</sup> (moyenne 24 h) – 50 µg/m <sup>3</sup> (moyenne annuelle)

Tableau 15 : Dangers et relations dose-réponse pour Pb, Cd, As

<b>Plomb</b>	
Potentiellement cancérogène chez l'homme, <b>classé 2B</b> par le <b>CIRC</b> ,  Attentes des fonctions cognitives et du système nerveux central chez les enfants, saturnisme : études chez l'homme (intoxications massives)	<b>OMS</b> : (expertise INSERM) : – enfants : DJA 125 µg/j – adultes : DJA 214 µg/j  Concentration : Valeur limite annuelle pour la protection de la santé de l'UE : – 0,5 µg/m <sup>3</sup>
<b>Cadmium</b>	
Cancérogène chez l'homme, <b>classé 1</b> par le <b>CIRC</b> , cancer du poumon, données animales et épidémiologiques	– ERU <sub>i</sub> = 1,8.10 <sup>-3</sup> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>
<b>EPA</b> : Néphrotoxique par ingestion, études chez l'homme,	Dose de Référence <b>RfD</b> : – 1 µg/kg/j (alimentation) – 5 µg/kg/j (eau)
<b>Arsenic</b>	
Cancérogène chez l'homme, <b>classé 1</b> par le <b>CIRC</b> ,	
<b>EPA</b> cancers multiples par ingestion, études chez l'homme	Excès de Risque Unitaire par voie orale : – ERU <sub>o</sub> = 1,5 (mg/kg/j) <sup>-1</sup>
<b>EPA</b> cancer du poumon par inhalation, études chez l'homme	Excès de Risque Unitaire par inhalation : – ERU <sub>i</sub> = 4,3.10 <sup>-3</sup> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>

OMS cancer du poumon par inhalation, études chez l'homme	Excès de Risque Unitaire par inhalation : – $ERU_i = 1,5 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$
--	--

### 3 EVALUATION DES EXPOSITIONS

L'exposition cumulée de la population sous la zone d'influence du site (caractérisée par la modélisation) est étudiée pour les traceurs ayant fait l'objet de mesures dans l'environnement : chlorures, fluorures, poussières et PM 2,5. Cette exposition intègre la proportion de contamination liée à l'installation, mais aussi ce qui provient des autres sources identifiées dans l'environnement du site.

#### 3.1 CARACTERISTIQUES DEMOGRAPHIQUES ET TOPOGRAPHIQUES

##### Communes Concernées

- Commune X : 3 670 habitants,
- Commune A : 10 487 habitants,
- Commune B : 5971 habitants,
- Commune C : 15 978 habitants,
- Communes D, E et F : excentrées.

##### Etablissements recevant du public

- Commune X : écoles, institut spécialisé,
- Communes A et B : écoles, collèges et maisons de retraite.

##### Environnement du site

- Nombreuses activités industrielles autres que l'installation en question,
- Environnement péri-urbain, relief peu accidenté,
- Pas de captage d'eau potable.

#### 3.1.1 APPORT DE LA METROLOGIE :

##### campagne de mesures à l'extérieur du site :

- mesures dans l'air ambiant en 1995 et en 2000, avant installation du dévésiculeur,
- en 2000 après installation du dévésiculeur.

Ces résultats de mesures permettent de caractériser les concentrations atmosphériques dans l'environnement proche du site sans pouvoir caractériser l'origine de ces émissions.

Tableau 16 : campagnes de mesures à l'extérieur du site en 2000

Substances	Type de Prélèvement (nbre)	Unité de mesure $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Printemps 2000	Automne 2000
Chlorures	Hebdomadaire (6)	ions chlorures	< seuil : 10,1	<seuil : 6,2
Fluorures	Hebdomadaire (6)	ions fluorures	< seuil : 0,09	0,01 – 0,07
Poussières totales	Hebdomadaire (6)	masse	15 – 50	31 - 59
PM 2,5	Journalier (40)	masse	9 – 70	2 - 122
Fluorures	Journalier (6)	ions fluorures	0,01 – 0,19	0,01 – 0,14



### 3.1.2 APPORT DE LA MODELISATION

L'exposition de la population strictement attribuable à l'installation est estimée via la modélisation des rejets atmosphériques canalisés, à partir des données d'émission et météorologiques, pour les substances suivantes : arsenic, cadmium, plomb, SO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, fluorures, chlorures et poussières.

Les données météorologiques sont recueillies auprès d'une station météo de l'aéroport proche du site industriel. Le modèle utilisé est un gaussien, il s'agit de ISCLT 3 de l'US EPA. La zone modélisée est un carré de 5 km de côté centré sur le site étudié.

Les termes sources sont caractérisés à partir des données disponibles dans l'étude d'impact de l'installation et des informations complémentaires fournies par l'exploitant.

Deux hypothèses de stabilité atmosphérique sont retenues, l'une neutre, l'autre pénalisante par rapport à l'exposition des populations concernées.

Tableau 17a - rejets atmosphériques : caractéristiques d'émission

Caractéristiques	Atelier Superphosphate	Atelier Granulation		
		Avant Dévésiculeur	Après Dévésiculeur	
			août	septembre
Débit moyen (Nm <sup>3</sup> /h)	16442	95577	90874	105136
Température (°C)	60,5	42,8	43,3	48,5
Vitesse (m/s)	11,1	11,7	11,8	14,4
Hauteur (m)	33	25	34	34
Diamètre (m)	0,8	1,8	1,8	1,8

Tableau 17a - rejets atmosphériques : flux des substances (en g/s)

Caractéristiques	Atelier Superphosphate	Atelier Granulation		
		Avant Dévésiculeur	Après Dévésiculeur	
			août	septembre
SO <sub>2</sub>	4,06			0,3
H <sub>2</sub> S	0,16			
Arsenic	4,8.10 <sup>-6</sup>		0,01	
Cadmium	3.10 <sup>-6</sup>			
Plomb	1,3.10 <sup>-4</sup>			2.10 <sup>-4</sup>
Chlorures		2,3		0,37
Poussières totales	0,03	0,5		0,07
Fluorures	0,03	0,5		0,11

Les résultats de la modélisation sont présentés dans le tableau suivant selon deux hypothèses de stabilité atmosphérique :

- stabilité neutre,
- stabilité défavorable à la dispersion, dite « pénalisante »,

et ce pour deux situations : avant et après mise en place du dévésiculeur.

Tableau 18 : résultats de la modélisation selon deux hypothèses de stabilité atmosphérique

Substances Concentration en µg/m <sup>3</sup>	Avant		Après	
	stabilité Neutre	stabilité Pénalisante	stabilité Neutre	stabilité Pénalisante
SO <sub>2</sub> granulation seule	1,95	7,62	2	7,9
			0,05	0,28
H <sub>2</sub> S	0,08	0,3	0,08	0,30
Arsenic granulation seule	2.10 <sup>-6</sup>	9.10 <sup>-6</sup>	0,002	0,01
			0,002	0,01
Cadmium granulation seule	1.10 <sup>-6</sup>	6.10 <sup>-6</sup>	6.10 <sup>-6</sup>	3.10 <sup>-5</sup>
			4.10 <sup>-6</sup>	2.10 <sup>-5</sup>
Plomb granulation seule	6,3.10 <sup>-5</sup>	2,4.10 <sup>-4</sup>	9.10 <sup>-5</sup>	4.10 <sup>-4</sup>
			3.10 <sup>-5</sup>	2.10 <sup>-4</sup>
Chlorures	0,8	3,3	0,07	0,4
Poussières totales granulation seule	0,19	0,78	0,01	0,12
	0,17	0,72	0,01	0,07
Fluorures granulation seule	0,19	0,78	0,03	0,16
	0,17	0,72	0,02	0,1

### 3.1.3 HYPOTHESES DU SCENARIO D'EXPOSITION

Sur les concentrations dans l'environnement :

- à l'instant t, les concentrations mesurées ou modélisées disponibles sont représentatives du fonctionnement à long terme de l'installation,
- les données météo sont représentatives de l'environnement proche du site,
- les concentrations maximales mesurées ou modélisées sont représentatives des concentrations d'exposition de l'ensemble des individus résidant autour du site.

Sur les populations :

- exposées à 100 % de leur temps aux concentrations maximales mesurées et modélisées (Ci), (365 jours par an et 24 heures par jour),
- temps de résidence = 30 ans, des études montrent en effet que le temps de résidence d'un ménage dans un même logement est de 30 ans (percentile 90 – étude réalisée en France [Nedellec et al, 1998] -, percentile 95 de la distribution donnée dans l'Exposure Factor Handbook de l'US EPA).
- exposition par inhalation, seul ce risque est caractérisé, voie d'exposition retenue car estimée prépondérante à partir des données recueillies lors de la phase d'inventaire et de caractérisation du site et des usages locaux, soit :
  - rejets atmosphériques,
  - pas de captage d'eau potable : contamination via l'eau non retenue,
  - non prise en compte des retombées au sol et de la contamination par la chaîne alimentaire => des mesures et/ou modélisations complémentaires seraient nécessaires,
- calcul de la concentration moyenne inhalée (CI) à partir de la concentration maximale mesurée ou modélisée (approche majorante de 1<sup>er</sup> niveau) :

- cancérogènes :  $CI = Ci \times 0,43$  ( $T/T_m = 30/70 = 0,43$ ),
- toxiques systémiques :  $CI = Ci$ .

### 3.2 DETERMINATION DE L'EXPOSITION

L'exposition de la population soumise aux rejets canalisés de l'installation s'exprime selon le tableau ci-après. Les valeurs indiquées dans chacune des colonnes correspondent aux deux hypothèses de stabilité atmosphérique retenues.

Tableau 19 : exposition des populations soumises aux rejets canalisés de l'installation

Substances en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Atelier Superphosphate	Atelier Granulation		Ensemble des rejets atmosphériques	
		avant mise en place dévésiculeur	après mise en place dévésiculeur	avant mise en place dévésiculeur	après mise en place dévésiculeur
SO <sub>2</sub>	[1,95 – 7,62]		[0,05 – 0,28]		[2 – 7,9]
H <sub>2</sub> S	[0,08 – 0,30]			[0,08 – 0,30]	[0,08 – 0,30]
Arsenic	$[8,6.10^{-7} - 3,9.10^{-6}]$		$[8,6.10^{-4} - 4,3.10^{-3}]$		$[8,6.10^{-4} - 4,3.10^{-3}]$
Cadmium	$[4,3.10^{-7} - 2,6.10^{-6}]$		$[1,7.10^{-6} - 8,6.10^{-6}]$		$[2,6.10^{-6} - 1,3.10^{-5}]$
Plomb	$[6,3.10^{-5} - 2,4.10^{-4}]$		$[3.10^{-5} - 2.10^{-4}]$		$[9.10^{-5} - 4.10^{-4}]$
Chlorures		[0,8 – 3,3]	[0,07 – 0,4]		[0,07 – 0,4]
Poussières totales	[0,02 – 0,06]	[0,17 – 0,72]	[0,01 – 0,07]		[0,01 – 0,12]
Fluorures	[0,02 – 0,06]	[0,17 – 0,72]	[0,02 – 0,1]		[0,03 – 0,16]

## 4 CARACTERISATION DU RISQUE

Tableau 20 : calcul des risques liés à l'ensemble des rejets atmosphériques canalisés

Substances	Concentration de Référence RfC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	ERU <sub>i</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	IR Indice de Risque	ERI	Effet Principal
SO <sub>2</sub>	50 OMS, exposition 1 an, études sur des populations sensibles : asthmatiques, etc	-	[0,04 – 0,16]	-	Irritation respiratoire
H <sub>2</sub> S	1 EPA, étude subchronique chez la souris	-	[0,08 – 0,3]		Inflammation de la muqueuse nasale
Arsenic	-	$1,5.10^{-3}$ OMS, études épidémio.	-	$[1,3.10^{-6} - 6,4.10^{-6}]$	Cancer du Poumon
Cadmium	-	$1,8.10^{-3}$ EPA, études animales et épidémio.	-	$[4,7.10^{-9} - 2,3.10^{-8}]$	Cancer du poumon
Plomb	0,5 OMS, exposition 1 an, études épidémio.	-	$[1,8.10^{-4} - 8.10^{-4}]$	-	Atteintes neurodégénératives

Substances	Concentration de Référence RfC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	ERU <sub>i</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	IR Indice de Risque	ERI	Effet Principal
Chlorures	20 EPA, étude chronique chez le rat	-	$[3,5 \cdot 10^{-3} - 0,02]$	-	Hyperplasie de la muqueuse nasale
Poussières totales	40 UE, valeur limite annuelle pour la qualité de l'air	-	$[2,5 \cdot 10^{-4} - 3 \cdot 10^{-3}]$	-	Atteintes respiratoires
Fluorures	1 OMS, exposition 1 an, études animales	-	$[0,03 - 0,16]$	-	Fluorose

#### 4.1 RISQUES LIES AUX REJETS CANALISES

Les risques systémiques non cancérogènes par inhalation des polluants traceurs attribuables aux rejets atmosphériques canalisés de l'installation sont inférieurs à la limite empirique de 1 ( $0,15 < \text{IR} < 0,64$ ), toutes substances confondues quel que soit l'effet. L'excès de risque individuel par inhalation, attribuable aux rejets atmosphériques canalisés de l'installation, exprimé en ERI, varie de  $1,3 \cdot 10^{-6}$  à  $6,4 \cdot 10^{-6}$ . L'arsenic provenant de l'atelier de granulation constitue la majeure partie de ce risque cancérogène et on peut regretter l'absence de données avant installation du dévésiculeur. Le nombre de cancers du poumon en excès, lié à l'exposition étudiée, qui devrait survenir au cours de la vie de la population d'X varie de  $4,7 \cdot 10^{-3}$  à  $2 \cdot 10^{-2}$ .

#### 4.2 EXPOSITION ET RISQUES CUMULES PAR INHALATION

A partir des campagnes de mesure dans l'environnement, il est possible de tenir compte non seulement des sources canalisées mais également des sources diffuses de l'installation soumise à étude et d'autres sources entrant en ligne de compte dans le compartiment d'exposition. On approche donc dans ce cas le risque « cumulé ».

Tableau 21 : calcul de l'exposition et du risque à partir des mesures à l'extérieur du site

Substance	Printemps 2000		Automne 2000	
	CI ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	IR	CI ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	IR
Chlorures	$[0,1 - 10,1]$	$[5 \cdot 10^{-3} - 0,5]$	$[0,1 - 6,2]$	$[5 \cdot 10^{-3} - 0,3]$
Fluorures	$[1 \cdot 10^{-5} - 0,09]$	$[1 \cdot 10^{-5} - 0,09]$	$[0,01 - 0,07]$	$[0,01 - 0,07]$
Poussières totales				
Mesures journal.	$[15 - 50]$	$[0,3 - 1]$	$[31 - 59]$	$[0,6 - 1,2]$
Moyenne	38	0,95	42	1,05
PM 2,5				
Mesures journal.	$[9 - 70]$	$[0,1 - 1,07]$	$[2 - 122]$	$[0,03 - 1,9]$
Moyenne	25	1,7	21	1,4

Les mesures complémentaires de la phase 2 (automne 2000) confirment que le risque cumulé dans l'environnement pour les particules fines peut dépasser la limite empirique de 1, toujours sous l'hypothèse forte que les mesures sont représentatives d'une situation chronique tant du point de vue géographique que temporel. Cela s'explique pour partie du fait des nombreuses hypothèses majorantes prises tout au long de la démarche, tant du point de vue de la toxicité que des expositions. De plus, il n'est pas réaliste d'attribuer dans sa totalité cette estimation du risque au

site : même si les rejets diffus du site influencent certainement en partie ces résultats, il existe potentiellement d'autres sources de particules dans l'environnement du site. On passe ici à un cadre beaucoup plus large que celui du dossier relatif au site ; ce cadre mériterait certainement d'être approfondi.

Tableau 22 – influence de la mise en place d'un dévésiculeur sur le niveau de risque

Substances	IR avant dévésiculeur	IR après dévésiculeur	Effet à considérer
Chlorures	[0,04 – 0,17]	[ $3,5 \cdot 10^{-3}$ – 0,02]	Hyperplasie de la muqueuse nasale
Poussières totales	[ $4,8 \cdot 10^{-3}$ – 0,02]	[ $2,5 \cdot 10^{-4}$ – $3 \cdot 10^{-3}$ ]	Atteintes respiratoires
Fluorures	[0,19 – 0,78]	[0,03 – 0,16]	Fluorose

#### 4.3 DISCUSSION SUR L'INTERET DE LA MISE EN PLACE D'UN DEVESICULEUR

La comparaison avant/après installation du dévésiculeur (chlorures, fluorures, et poussières totales) montre une réduction nette des émissions canalisées de l'atelier de granulation et du risque systémique non cancérogène qui en découle. Néanmoins, cet impact n'est pas perceptible au niveau des mesures dans l'environnement, en particulier pour les poussières totales et des fluorures, dont les niveaux restent très voisins entre les deux situations. C'est ce que l'on observe aussi pour les particules fines. Cela tend à confirmer l'importance des rejets diffus sur le site et/ou d'autres sources locales de pollution.

#### 4.4 DISCUSSION SUR LES INCERTITUDES

La discussion sur les incertitudes, qualitative en 1<sup>er</sup> niveau d'approche aborde les points suivants :

- Evaluation de la toxicité :
  - Identification exhaustive des dangers pour l'homme,
  - Relations dose-réponse,
  - Extrapolation hautes doses-basses doses,
  - Données humaines ou animales,
  - Durées d'exposition adéquates,
  - Interactions possibles entre les substances,
  - etc.
- Evaluation de l'exposition :
  - Définition de la population exposée et des usages,
  - Hypothèses de modélisation,
  - Limites de détection,
  - Représentativité de l'échantillonnage et de la mesure,
  - etc.

**Exemple d'un point de discussion de l'incertitude** : influence de l'évaluation de la toxicité et importance de la durée d'exposition liées à l'arsenic. Evaluation de la Toxicité : pour l'arsenic, l'ERU de l'OMS ( $1,5 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ ) a été utilisé plutôt que l'ERU de l'EPA ( $4,3 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ ) car les deux estimations sont du même ordre de grandeur (elles sont toutes deux basées sur des études épidémiologiques). Ainsi, l'ERI lié à l'exposition par inhalation à l'arsenic provenant des rejets canalisés du site varie de  $1,3 \cdot 10^{-6}$  à  $6,4 \cdot 10^{-6}$  si la valeur de l'OMS est utilisée ; il varie de  $3,7 \cdot 10^{-6}$  à  $1,8 \cdot 10^{-5}$

si la valeur de l'EPA est utilisée. Il est vrai que la limite supérieure de ce dernier intervalle, dont le calcul est basé sur des hypothèses relativement majorantes, est légèrement supérieure à la valeur repère de  $10^{-5}$ .

Importance de la durée d'exposition : si l'on reprend simplement le calcul de l'exposition à l'arsenic avec une durée de 10,1 ans (temps de résidence moyen en France, ministère du Logement, 1998), sans changer les autres paramètres, et que l'on utilise l'ERU de l'OMS, l'ERI varie de  $4,3 \cdot 10^{-7}$  à  $2,2 \cdot 10^{-6}$  : on est de nouveau inférieur à la valeur repère de  $10^{-5}$ . Aussi bien la concentration modélisée dans l'air (dont les valeurs maximales sont utilisées, obtenues à partir de la mesure ponctuelle la plus forte à l'émission sur les deux réalisées) que les durées d'exposition (dont le percentile 95 de la distribution donnée dans l'Exposure Factor Handbook de l'EPA est utilisé<sup>14</sup>) sont des paramètres sensibles dans l'expression de la concentration moyenne inhalée et donc de l'ERI. On peut conclure que la limite supérieure de l'excès de risque individuel lié aux substances cancérigènes se situe autour de la valeur repère de l'Organisation Mondiale de la Santé. On ne peut pas aller plus loin sans évaluation (semi)-quantitative des incertitudes.

#### **Exemple d'un point de discussion de l'incertitude sur l'évaluation de l'exposition dans ce dossier**

La métrologie comme la modélisation comporte de nombreuses sources d'incertitudes. On voit bien, par exemple pour les particules fines, que les mesures ne sont pas rigoureusement représentatives dans l'espace et dans le temps de l'exposition chronique de la population puisqu'elles ne sont disponibles que sur un site et sur une période de temps donnée (influence significative de la saison sur les concentrations ambiantes en particules). Pour les autres mesures environnementales, il existe trois sites de mesure, mais tous sont significativement influencés par le site : il est donc difficile de faire la part des choses. La modélisation quant à elle se base sur des mesures ponctuelles à l'émission. Bien qu'on ait pu remarquer leur cohérence avec les mesures d'autosurveillance, l'hypothèse que la modélisation fournisse une estimation fiable pour le long terme de ce qui se passe dans l'environnement est forte et est d'autant biaisée que les données météorologiques indispensables à ces simulations sont obtenues à 12 km du site dans un contexte bien précis. L'hypothèse de la représentativité à long terme des données disponibles, issue de la métrologie ou de la modélisation, est toutefois indispensable au déroulement de la démarche. Sans elle, les expositions chroniques ne pourraient être estimées et surtout, elles ne pourraient pas être comparées à des VTR obtenues ou extrapolées dans le long terme. Une marge de progrès par fiabilisation de la représentativité à long terme des données d'exposition tant par la métrologie que par la modélisation, existe donc dans ce cas.

---

<sup>14</sup> il correspond au 90<sup>ème</sup> percentile d'une étude réalisée en France [Nedellec et al., 1998]

#### 4.5 DISCUSSION SUR LES PARTICULES FINES

- Données de toxicité :
  - particules urbaines : grosse proportion de suies (trafic urbain), particules diesel : les plus nocives,
  - pas d'autres valeurs disponibles : on utilise les valeurs adoptées pour les particules urbaines.
- Physico-chimie :
  - quid de la composition des particules ? nature différente des particules urbaines, influence indirecte du trafic (impact direct négligeable) ?
- Mesures non représentatives dans le temps et l'espace de l'exposition personnelle de la population :
  - budget Espace Temps (BET), saison.
- Autres sources possibles dans l'environnement :
  - part de l'installation en question : émissions canalisées + diffuses.

### 5 CONCLUSIONS

#### Générales

Le risque cancérogène lié à l'inhalation des polluants traceurs provenant des rejets atmosphériques canalisés de l'installation est inférieur aux valeurs repères de risques, valeurs données par les organismes internationaux (ex.  $10^{-5}$ , OMS, EPA).

Le risque non cancérogène lié à l'inhalation des polluants traceurs provenant des rejets atmosphériques canalisés de l'installation est inférieur à 1.

#### Recommandations finales

- Liées à l'installation stricto sensu : mieux apprécier la part respective des rejets canalisés et des rejets diffus de poussières et particules fines :
  - envols : mesures les jours de déchargement des bateaux par exemple.
- Dans un cadre plus général :
  - particules fines : contribution d'autres sources ?
  - mesures complémentaires : analyses physico-chimiques, en particulier les métaux lourds.

Cette étude préconise une meilleure connaissance des rejets diffus du site (en particulier le déchargement des matières premières).

Enfin, le risque chronique lié aux voies d'exposition indirectes (en particulier retombées au sol et passage via la chaîne alimentaire) n'est pas considéré ici du fait :

- des substances en présence (caractéristiques et toxicité),
- de la nature des rejets et de l'utilisation des ressources naturelles locales,

ces voies d'exposition ont été considérées comme négligeables en regard de l'exposition directe par inhalation.

Ce travail n'évalue pas les risques potentiels aigus ne pouvant survenir qu'à la suite d'événements accidentels d'une certaine ampleur ni les risques pour l'environnement (en particulier sur la flore). Une surveillance des particules fines dans l'environnement est en cours afin de répondre aux recommandations.



## ANNEXE 2

# MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE DES REJETS DES INSTALLATIONS INDUSTRIELLES

### *Sommaire*

<b>1</b>	<b>Problématique</b> .....	99
1.1	Les polluants concernés .....	99
1.2	Cas particulier des polluants particuliers .....	99
1.3	Remarque sur l'état de l'art .....	100
<b>2</b>	<b>Les données d'entrée</b> .....	100
2.1	Les sources .....	100
2.2	Le site et la météorologie .....	101
2.3	Le cas particulier des sources diffuses .....	102
<b>3</b>	<b>Quels modèles et quels investissements</b> .....	102
3.1	Modèles gaussiens .....	102
3.2	Modèles eulériens tridimensionnels .....	104
3.3	Les modèles lagrangiens .....	106
<b>4</b>	<b>Bibliographie</b> .....	107



## 1 PROBLEMATIQUE

Cette question concerne l'évaluation de l'impact sur l'environnement et les populations avoisinantes d'une installation industrielle ou d'un groupe d'installations amenées à rejeter des produits polluants dans le milieu atmosphérique.

Les analyses relatives aux aspects sanitaires des études d'impact impliquent une logique de long terme, avec la recherche de concentrations annuelles ou pluriannuelles, qui seront par la suite introduites dans les modèles d'exposition.

### 1.1 LES POLLUANTS CONCERNES

Les polluants visés dans ce contexte sont essentiellement :

- le SO<sub>2</sub>, émis par les systèmes de combustion et dans divers procédés industriels, et qui fait l'objet d'efforts constants de réduction des émissions depuis une vingtaine d'années,
- les NO<sub>x</sub> rejetés la plupart du temps par les installations de combustion,
- les dioxines, polluants particuliers rejetés par de nombreuses industries, et qui font l'objet d'une surveillance étroite,
- les métaux lourds (sous forme gazeuse ou particulaire) issus de catégories bien identifiées de procédés industriels, également surveillés du fait de leur grande nocivité (plomb, mercure, cadmium),
- des produits spécifiques aux industries considérées si leur effet sur la santé humaine est non négligeable.

### 1.2 CAS PARTICULIER DES POLLUANTS PARTICULAIRES

L'évaluation de la dispersion et des concentrations atmosphériques est souvent complétée par l'estimation des retombées aux sols. Cet aspect est particulièrement sensible, lorsque l'on traite des poussières, particules, métaux lourds ou composés organiques persistants. Du point de vue de la modélisation, il est souvent traité par un module spécifique du logiciel, chargé de simuler le dépôt. Suivant la taille des particules, une vitesse de dépôt leur est affectée, qui permet de traduire un flux de déposition au sol. Celui-ci est conditionné par la gravité pour les plus grosses particules, ou par les effets du mouvement brownien pour les plus petites (leur comportement est alors lié à la seule diffusion atmosphérique). Pour le dépôt sec (hors précipitations), le flux de polluant retombé au sol se traduit de la façon suivante :

$$F(x, y) = V_d C(x, y, 0)$$

où  $V_d$  est la vitesse de dépôt, et  $C(x, y, 0)$  la concentration de polluants au niveau du sol. Des abaques établis à partir d'expériences de rejets de polluants dans différents environnements proposent des valeurs de la vitesse de dépôt en fonction de la granulométrie des particules [Macmahon et Dennison 1978].

Le dépôt humide dû à l'entraînement des polluants au sol par pluie, brume, brouillard et autres phénomènes climatiques de ce type, est un problème difficile à représenter. Il est souvent modélisé

par un *coefficient de lessivage*  $\Lambda$ , défini tel que le produit  $\Lambda C$  représente la quantité de polluant capturée dans les précipitations par unité de temps et de surface. Le flux de dépôt humide est alors défini en intégrant cette quantité sur une colonne verticale d'air :

$$F_{humide} = \int_0^{\infty} \Lambda C dz$$

Le coefficient de lessivage  $\Lambda$  est souvent défini à partir de valeurs empiriques et affecté de très grandes incertitudes. Il s'agit cependant d'un phénomène qui selon le polluant étudié et la localisation du site, peut s'avérer déterminant.

Le phénomène de dépôt s'accompagne souvent dans le modèle d'un appauvrissement du panache, en fonction du temps et de la distance à la source.

### 1.3 REMARQUE SUR L'ETAT DE L'ART

L'impact industriel, et plus particulièrement celui des rejets issus des cheminées d'usine, est l'une des applications les plus anciennes de la dispersion atmosphérique, qui a justifié le développement des tout premiers modèles gaussiens. Ainsi, il s'agit d'un domaine dans lequel il existe un nombre assez important de références, relatives à des campagnes de mesures d'envergure utilisées pour calibrer les modèles. C'est autour de ce type d'application que s'articule une part importante des objectifs recherchés par des initiatives telles que les « Conférences on harmonization within atmospheric dispersion modelling for regulatory purposes ». Cette démarche vise à promouvoir une cohérence à l'échelle européenne, des codes numériques de modélisation de la qualité de l'air. Pour ce qui est des rejets industriels, un outil de validation se référant à des campagnes de mesures d'envergure a été mis au point (« Model Validation Kit ») et est plus largement décrit dans un paragraphe ultérieur.

## 2 LES DONNEES D'ENTREE

### 2.1 LES SOURCES

Il faut distinguer deux types de sources, dans le domaine de l'impact industriel :

- **les sources canalisées**, qui désignent les cheminées d'usines et les brèches créées par d'éventuels sinistres. Les émissions qui y sont associées sont « aisément » quantifiables. En effet, la géométrie de la source (forme, taille, hauteur) ainsi que ses propriétés physiques et thermodynamiques (vitesse d'éjection, densité, température du polluant rejeté) peuvent être mesurées ou modélisées et directement fournies au code de calcul de la dispersion. Le background scientifique le plus conséquent en termes d'outils et de validation concerne ces rejets. Les modèles de type gaussiens y sont bien adaptés, ayant à l'origine été spécifiquement développés pour reproduire leur comportement atmosphérique,
- **les sources diffuses** désignent les émissions situées très souvent au niveau du sol, surfaciques ou volumiques, qui proviennent de l'activité quotidienne sur le site de l'usine : zones de stockage, circulation de véhicules, émissions échappées des

bâtiments... Leur contribution peut s'avérer très importante, notamment en champ proche de l'installation. Les modèles tridimensionnels sont les mieux adaptés au traitement du comportement de ces rejets. Malheureusement, tout le problème réside dans la quantification de l'émission associée, difficilement mesurable. Il est cependant essentiel de surmonter cette difficulté si l'on veut espérer réaliser une modélisation correcte des phénomènes.

Il est enfin important de rappeler que les applications industrielles induisent la présence de gaz aux propriétés thermodynamiques particulières (gaz lourds) qu'il est nécessaire de bien appréhender, et de particules. Pour cette catégorie, avoir une information sur la granulométrie des éléments rejetés est primordial afin d'ajuster correctement la vitesse de dépôt, qui conditionne la modélisation des retombées atmosphériques.

## 2.2 LE SITE ET LA METEOROLOGIE

En sus du domaine d'application, l'échelle de modélisation et le type de code que l'on souhaite utiliser définissent la nature des données orographiques à fournir. Comme indiqué en introduction, l'étude d'impact sanitaire suppose d'intégrer des données météorologiques annuelles concernant :

- la température,
- la vitesse et la direction de vent,
- et tout élément susceptible d'évaluer la stabilité atmosphérique.

Sur ce dernier point - le plus difficile à appréhender - certaines stations de Météo France peuvent fournir, avec un pas horaire, la nébulosité (en octats avec une valeur de 1 à 8), l'ensoleillement, ou mieux encore le rayonnement. Il est alors possible d'en déduire une classification de la stabilité atmosphérique via des tables de correspondance bien connues dans la littérature (Pasquill-Turner ou Doury par exemple). Météo France peut parfois directement fournir ce résultat sous forme de roses de stabilité. Une information sur la hauteur de la couche de mélange peut s'avérer également très pertinente, notamment en situation d'inversion de température.

Météo France dispose de plusieurs stations par département susceptibles de fournir des informations sur le vent et la température. Il faut accorder un soin particulier au choix de la station utilisée pour représenter la météorologie sur le site étudié. Le problème est la prise en compte des effets de vent locaux (en particulier en présence de relief) qui implique que le vent sur le site ne présente pas les mêmes caractéristiques que celui au niveau de la station. La seule solution raisonnable sera dans certains cas de disposer une station sur le site même et de réaliser des mesures sur une période donnée. Météo France devrait prochainement proposer un service permettant d'obtenir, par extrapolation numérique, la rose des vents du site concerné à partir de celle d'une station météorologique proche, en tenant compte du relief. Cette information pourra s'avérer précieuse dans certains cas.

La nébulosité est, quand à elle, évaluée le jour avec un pas tri-horaire en un nombre restreint de points (au moins un par département). En combinant ces différentes sources d'informations, Météo France peut fournir une information sur la nébulosité sur le site d'étude. Ces considérations illustrent bien combien il est délicat d'ajuster convenablement les données au problème que l'on souhaite traiter.

L'exercice de modélisation consiste à simuler l'ensemble des situations météorologiques recensées sur une période représentative (5 ans typiquement) et à en déduire une évaluation des concentrations moyennes annuelles. Les situations météorologiques sont en principe regroupées par classe de caractéristiques similaires auxquelles l'on affecte des fréquences d'apparition. Les valeurs de concentrations annuelles sont obtenues en effectuant la moyenne des valeurs calculées pour chaque classe, pondérée par sa fréquence d'apparition.

### **2.3 LE CAS PARTICULIER DES SOURCES DIFFUSES**

Les points évoqués dans les paragraphes précédents sont globalement valables pour la modélisation des sources diffuses. Les outils tridimensionnels sont cependant mieux adaptés à leur traitement. Les méthodes d'intégration des termes surfaciques dans les modèles gaussiens ne sont pas aussi performantes.

Le coût élevé de mise en œuvre des modèles tridimensionnels limite leur usage au calcul de situations météorologiques ponctuelles. Cela n'est pas très rigoureux compte tenu de la nature de ces sources, souvent présentes toute l'année (zones de stockage, lieux de circulation des véhicules, échappements par les ouvertures des bâtiments...) à l'origine d'une pollution typiquement chronique. L'intégration de la rose des vents annuelle sur le site demeure le meilleur traitement bien que trop coûteux.

## **3 QUELS MODELES ET QUELS INVESTISSEMENTS**

### **3.1 MODELES GAUSSIENS**

De manière générale, les modèles les plus utilisés pour les études de rejets industriels sont les modèles gaussiens.

Historiquement, ils ont été développés dans cet objectif précis (hors sources diffuses). La préoccupation constante des chercheurs reste leur ajustement afin de mieux prendre en compte les spécificités pour lesquelles ils n'ont pas été conçus originellement (présence d'obstacles et de bâtiments, relief).

Néanmoins leur degré de maturité apparaît satisfaisant pour les applications visées. De nombreux exercices de validation et d'intercomparaison attestent de ce fait [Hall et al. 1999 ; Hanna et al 1999]. Par exemple la communauté scientifique européenne a mis au point un outil de validation, le « Model Validation Kit » disponible sur internet à l'adresse suivante : [www.dmu.dk/atmosphericenvironment/harmoni.htm](http://www.dmu.dk/atmosphericenvironment/harmoni.htm).

Il s'agit d'un ensemble de données relatives à 4 campagnes de mesures de rejets issus de cheminées d'usine en différents lieux (Copenhague, Kinkaid, Lillestrom et Indianapolis). Les outils standardisés (outils statistiques) d'évaluation de logiciel par rapport à ces informations sont également proposés.

Les modèles gaussiens de seconde génération [Hanna et Chang 1993] constituent alors une alternative très prometteuse, puisqu'ils allient la simplicité de formulation propre aux gaussiens standards, et les dernières avancées scientifiques, notamment pour la prise en compte de la

turbulence atmosphérique dans la couche de surface. Cela permet de pallier un certain nombre de limitations des outils traditionnels (vents faibles, modélisation en champ proche).

Le traitement des sources non ponctuelles (i.e. linéiques, surfaciques ou volumiques) fait l'objet de traitements spécifiques dans les modèles gaussiens. Plusieurs méthodes sont ainsi rencontrées :

- l'intégration numérique d'une infinité de sources ponctuelles qui représentent la source réelle,
- le découpage de la source en un nombre fini de sources ponctuelles judicieusement placées et paramétrées en fonction du vent et de la position des récepteurs,
- l'assimilation de la source surfacique à une source ponctuelle à localiser correctement, de manière à retrouver les caractéristiques de la source réelle au niveau de la dispersion (principe du point source virtuel).

Des résultats relativement discordants peuvent être obtenus suivant la technique employée. Il s'agit là d'une limitation dans l'usage des modèles gaussiens.

Dans tous les cas, le plus grand avantage de ces outils reste leur faible coût de mise en œuvre qui permet de réaliser un nombre important de simulations et donc d'établir des bilans annuels ou pluriannuels, en de nombreux points du site.

L'investissement en moyens humains et matériels est relativement faible. En effet l'usage pertinent de ces modèles repose avant tout sur l'expérience de terrain, et les concepts pragmatiques sur lesquels ils s'appuient ne requièrent pas de connaissances poussées en analyse numérique.

Ce sont des logiciels qui fonctionnent dans la plupart des cas sur un système PC, sous Windows, voire MSDOS. Leur coût en temps de calcul et place mémoire ne dépend que des demandes de l'utilisateur.

### 3.1.1 LES PRODUITS DISPONIBLES

Parmi les modèles gaussiens traditionnels les plus connus, nous pouvons citer :

- ISCST3 (Short Term) et ISCLT3 (Long Term) [EPA 1995] qui sont les modèles de référence de l'US EPA (Agence de l'environnement américaine). Ils sont disponibles gratuitement sur internet, ainsi que la documentation associée, à l'adresse suivante : [www.epa.gov/ttn/scram](http://www.epa.gov/ttn/scram).  
Les programmes sources écrits en fortran sont également ouverts si l'on souhaite s'investir dans des développements spécifiques. Néanmoins pour un utilisateur moins concerné, leur utilisation peut s'avérer laborieuse. En effet il n'y a pas d'interface graphique. Ce manque de convivialité ne facilite pas la maîtrise des différents paramètres du code (système de mots-clefs),
- il existe des versions industrielles de ISC commercialisées par des sociétés privées. Une interface conviviale et des outils adaptés au pré et post-traitement du code, souvent basés sur des SIG, en facilitent l'utilisation. Nous pouvons citer par exemple la version ISC-AERMOD- View commercialisée par la société Scientific Software Group ([www.scisoftware.com](http://www.scisoftware.com)) ou le logiciel Breeze-ISC distribué par la société T3 du groupe Trinity Consultants ([www.breeze-software.com/air](http://www.breeze-software.com/air)),

- en France, la société Aria Technologies ([www.aria.fr](http://www.aria.fr)) commercialise le modèle gaussien ARIA Impact (ou APC3) qui présente toutes les caractéristiques d'un outil traditionnel avec une interface adaptée et conviviale.

Dans la catégorie des modèles gaussiens de seconde génération, deux exemples de référence peuvent être cités :

- AERMOD [EPA 1998], développé par l'USEPA. Il est également téléchargeable gratuitement sur le site de l'agence. Cependant, le code n'est pas figé et de développement récent ; il peut donc encore contenir quelques bugs informatiques. Il n'en reste pas moins vrai que AERMOD a déjà fait l'objet de nombreuses évaluations,
- comme pour ISC, il existe des versions commerciales de AERMOD, dont l'interface utilisateur est agréable et conviviale. Scientific Software Group et Trinity Consultants en sont deux distributeurs,
- ADMS3 [CERC 1999] est développé et commercialisé par le CERC (Cambridge Environmental Research Center) depuis plusieurs années, et bénéficie désormais d'un background sérieux. Il s'agit d'un outil convivial, à la pointe des dernières mises à jour scientifiques en matière de logiciel gaussien. Des renseignements sur ce produit sont disponibles sur le site [www.cerc.co.uk](http://www.cerc.co.uk).

### 3.1.2 DIFFERENTS TYPES DE RESULTATS

Comme expliqué précédemment, les modèles gaussiens sont souvent utilisés dans des configurations long terme pour extraire des moyennes annuelles de concentrations en polluant. Des logiciels tels que ADMS ou Aria Impact permettent également de réaliser des analyses statistiques pour aboutir à une estimation des percentiles. Dans des configurations « court terme », des moyennes de concentrations sur des périodes réduites à une ou quelques heures, ou au mois sont classiquement obtenues.

Les concentrations sont en général représentées par des coupes horizontales du panache, qui permettent de visualiser la concentration des polluants sur l'ensemble du domaine d'étude. Le système de représentation, s'il est connecté avec un SIG aboutit à la création de cartographies, facilement interprétables.

La plupart des logiciels permettent également de représenter une coupe monodimensionnelle des niveaux de pollution dans l'axe de panache, à une hauteur donnée. Il s'agit là d'une information précieuse pour évaluer les distances d'impact de la pollution.

## 3.2 MODELES EULERIENS TRIDIMENSIONNELS

Il est important de rappeler que ces modèles constituent la seule alternative raisonnable pour le traitement numérique de certains types de situations complexes telles que :

- les zones de fort relief (a fortiori les montagnes),
- les situations dans lesquelles l'on souhaite évaluer l'impact de la source en champ proche et en présence d'obstacles (bâti),
- la prise en compte correcte des sources diffuses.



Leur contexte d'utilisation est radicalement différent de celui évoqué précédemment, puisque :

- ces modèles sont lourds à mettre en œuvre (place mémoire et temps de calcul),
- ils résultent de l'implantation numérique de techniques sophistiquées pour approcher les équations de la physique, et ne peuvent donc être appliqués de manière pertinente que par des utilisateurs avisés. En effet la génération d'un maillage cohérent, l'ajustement des paramètres numériques, l'identification et la neutralisation d'éventuels artéfacts numériques sont autant de difficultés qui ne peuvent être surmontées sans le « background » adéquat.

Pour ces raisons, leur usage est souvent limité à la simulation de situations ponctuelles, caractéristiques d'un type de condition météorologique, pour lesquelles le calcul est effectué. Le choix de ces situations est dicté par la prédominance de tel ou tel vent sur le site (après analyse de la rose des vents), la recherche de scénarios majorants et donc pénalisants du point de vue de la dispersion, la proximité de zones sensibles (village, écoles, hôpitaux...).

Ces modèles font l'objet de nombreuses validations, souvent basées sur la comparaison avec des mesures effectuées en soufflerie. Dans ce cas, les chercheurs s'attachent à vérifier que l'impact des obstacles, qui perturbent le panache et créent des zones d'accumulation de polluants ou des zones mortes, est bien reproduit. Ainsi il existe des données théoriques, établies à partir d'observations, qui permettent de qualifier les zones tourbillonnaires se créant autour d'un bâtiment assimilé à un pavé, situé dans l'écoulement atmosphérique [Kaplan et Dinar, 1996]. Ces formules permettent en particulier de vérifier le bon comportement du modèle pour rapporter les effets de turbulence.

Comme évoqué plus haut, ces outils peuvent s'avérer très performants si l'on accepte de mailler suffisamment finement le domaine de calcul. Tout le problème est de trouver le bon compromis entre le nombre de mailles que l'on s'autorise et le prix que cela implique en temps de calcul et en difficultés numériques.

Grâce aux progrès de l'informatique, un nombre de plus en plus important de ces outils fonctionne sur des systèmes PC, mais la plupart d'entre eux ont été développés sur des stations de travail sous UNIX.

### 3.2.1 LES PRODUITS DISPONIBLES

Nous distinguerons deux classes de logiciels tridimensionnels disponibles sur le marché : ceux qui ont une finalité fortement orientée sur la dispersion atmosphérique et ceux qui sont des logiciels « généraux » de mécanique des fluides, appelés logiciels de CFD (Computational Fluid Dynamics). Les équations et les méthodes implémentées sont globalement similaires dans chaque cas.

Cependant alors que la première catégorie inclut les spécificités propres au calcul atmosphérique (variables météorologiques), les autres prennent cet aspect en compte à travers des modules indépendants activés selon les besoins de l'utilisateur. Ces derniers s'intègrent dans un outil global dont la vocation s'étend bien au-delà du problème de dispersion (calculs de combustion, interaction fluide-structure, etc.).

Les logiciels 3D spécifiques au calcul de dispersion distribués en France sont :

- ANSWER commercialisé par la société ACRI ([www.acri.fr](http://www.acri.fr)),
- MERCURE ou ARIA Local distribué par la société Aria Technologies ([www.aria.fr](http://www.aria.fr)),
- FLUIDYN Panache, commercialisé par la société Transoft ([www.fluidyn.com](http://www.fluidyn.com)),
- DFA développé par la société Siria Technologies ([www.siriatech.com](http://www.siriatech.com)). Le modèle eulérien utilisé, DFA, est un code développé par un consortium d'experts universitaires français, SUBMESO, rapidement décrit dans [www.cerma.archi.fr/inventur](http://www.cerma.archi.fr/inventur).

Les principes sur lesquels sont développés ces logiciels sont globalement équivalents.

Parmi les logiciels de mécanique des fluides plus généraux et néanmoins utilisables dans le domaine de la dispersion, nous pouvons citer les plus connus :

- FLUENT ([www.fluent.com](http://www.fluent.com)) est un logiciel très connu et performant dans le domaine de l'industrie aérospatiale et des turbomachines. Il est moins adapté aux problèmes environnementaux,
- PHOENICS ([www.cham.uk](http://www.cham.uk)) est un logiciel très ouvert disposant de modules spécifiques pour le traitement de la dispersion,
- STAR-CD ([www.cd.co.uk](http://www.cd.co.uk)) est l'un des logiciels de CFD les plus connus sur le marché international,
- CFX Tascflow ([www.software.aeat.com](http://www.software.aeat.com)) est aussi un produit très répandu dans plusieurs domaines industriels.

De manière générale ces outils sont relativement onéreux. Le prix d'une licence est de l'ordre de 25 à 40 K€ Il faut intégrer en complément du module de calcul, les outils annexes nécessaires à leur utilisation (outil de définition de la géométrie, outil de maillage, post-processeur pour la représentation).

### **3.2.2 LES RESULTATS**

Les calculs classiquement réalisés concernent une évaluation de la dispersion pour une situation météorologique donnée. Ainsi le calcul réalisé est stationnaire : on suppose que le champ de vent et le niveau d'émission restent tels qu'ils ont été définis initialement, et la solution calculée correspond à celle obtenue en régime établi. Il s'agit évidemment d'une approche plutôt majorante. Des coupes représentant le panache dans le plan horizontal ou des représentations tridimensionnelles du site et du rejet sont disponibles suite à ces calculs.

Il est également possible de générer les simulations correspondant à un régime transitoire, notamment en situation accidentelle, lorsque l'on s'intéresse à la dispersion dans les premiers instants qui suivent l'accident. Dans ce cas le comportement des émissions varie également dans le temps.

### **3.3 LES MODELES LAGRANGIENS**

Bien qu'ils ne fassent pas réellement l'objet de ce document, les modèles lagrangiens, cités à titre indicatif, constituent une bonne alternative pour le calcul de la dispersion de rejets de cheminées dans des environnements construits ou à fort relief.

En effet ils sont par nature bien adaptés à la nature ponctuelle de ce type d'application. La qualité des résultats obtenus avec une telle approche est bien connue à condition de traiter un nombre suffisant de particules.

Le calcul des trajectoires peut être effectué par un modèle météorologique simplifié, reposant par exemple sur l'interpolation consistante de données météorologiques mesurées.

La pertinence des résultats obtenus à l'aide de modèles lagrangiens, notamment en présence d'obstacles, a fait l'objet de nombreuses publications [Kaplan et Dinar 1996 ; Lee et Näslund, 1998].

#### 4 BIBLIOGRAPHIE

- Hall D.J, Spanton A.M. Bennett M., Dunkerley F., Griffiths R.F., (1999), *Evaluation of a new generation of Atmospheric Dispersion Models*, Sixth International Conference on harmonization within atmospheric dispersion modelling for regulatory purposes, Rouen 1999,
- Hanna S.R. et Chang J.C., (1993) *Hybrid Plume Dispersion model (HPDM) improvements and testing at three field sites*, *Atm. Env.* Vol 27A, pp 1491-1508,
- Hanna S.R., Egan B.A., Purdum J., Wagler J., (1999), *Evaluation of the ADMS, AERMOD and ISC dispersion models with the Kinkaid*, Indianapolis, Iovett, Sweeny and Duke Forest data sets, Sixth International Conference on harmonization within atmospheric dispersion modelling for regulatory purposes, Rouen 1999,
- Kaplan H. and Dinar N.(1996), *A lagrangian dispersion model for calculating concentration distribution within a built up domain*, *Atm. Env* Vol 30, pp 4197-4207,
- Lee R.L. and Näslund E., (1998) *Lagrangian stochastic particle model simulations of turbulent dispersion around buildings*, *Atm. Env.* Vol 32, pp 665-672,
- McMahan T.A., Dennison P.J., (1978) *Empirical atmospheric deposition parameters : a survey*, *Atm. Env.* Vol 13, pp 571-585.



## ANNEXE 3

# REGLES DE BONNES PRATIQUES POUR LA MODELISATION DE L'EXPOSITION

## *Sommaire*

<b>1</b>	<b>Les types de modèles disponibles</b> .....	111
1.1	Les « modèles d'exposition » .....	112
1.2	Les modèles de transfert .....	114
<b>2</b>	<b>Choix de modèles</b> .....	114
2.1.	Critère n°1 : la définition des scénarios .....	114
2.2.	Critère n°2 : le type de polluants à étudier .....	115
2.3.	Critère n°3 : la précision requise de l'analyse.....	115
2.4.	Critère n°4 : les moyens disponibles, la qualité et la quantité de données disponibles .....	116
2.5.	Conclusions.....	116
<b>3</b>	<b>Représentation des phénomènes de transfert et de transformation dans les modèles</b> .....	117
3.1	Phénomènes intervenant dans la contamination de l'air inhalé.....	117
3.2	Phénomènes intervenant dans la contamination des eaux souterraines.....	119
3.3	Phénomènes intervenant dans la contamination des eaux superficielles .....	120
3.4	Phénomènes intervenant dans la contamination des aliments.....	121
3.5	Phénomène d'absorption du polluant par l'organisme humain .....	123
<b>4</b>	<b>Les paramètres de la modélisation</b> .....	124
4.1	Les propriétés physico-chimiques de la substance .....	126
4.2	Les paramètres environnementaux.....	129
4.3	Les paramètres d'exposition.....	130
<b>5</b>	<b>L'analyse de l'incertitude</b> .....	132
5.1	La définition des scénarios d'exposition.....	132
5.2	L'adéquation des modèles par rapport à la réalité.....	132
5.3	La définition des paramètres.....	132
<b>6</b>	<b>Bibliographie</b> .....	133



L'évaluation détaillée des risques doit être une étude de risques spécifique au site et dont le degré de précision doit être corrélé à l'intensité du problème soulevé vis-à-vis de la santé des populations et de la complexité des voies d'exposition mises en jeu. Le contenu d'une étude d'évaluation de l'exposition sera donc dépendant du cas étudié. La qualité et la quantité des données nécessaires, la complexité des modèles à utiliser sera fonction du besoin prédéfini.

Cette annexe présente :

- les différents types de modèles utilisables pour mener une évaluation détaillée des risques pour l'homme,
- les critères à considérer dans le choix d'un modèle,
- les phénomènes de transfert et de transformation pouvant être importants,
- les paramètres nécessaires et la façon de définir leurs valeurs,
- la façon de prendre en compte l'incertitude dans l'évaluation de l'exposition.

Elle reprend en grande partie les éléments de l'annexe 7 du document « Gestion des sites pollués » - BRGM éditions – juin 2000, auquel l'INERIS a largement contribué pour la partie traitant des risques sanitaires.

## 1 LES TYPES DE MODELES DISPONIBLES

Un modèle est la représentation mathématique d'un phénomène physique, chimique ou biologique...

L'expression « modélisation de l'exposition » peut recouvrir un champ d'activités très large. Partant de l'échantillonnage et des mesures de polluants effectuées dans le sol et dans d'autres milieux environnementaux (l'eau souterraine, l'eau superficielle, l'air...), la modélisation de l'exposition consiste en :

- l'estimation des concentrations d'exposition pour les divers milieux d'exposition,
- l'estimation des doses de polluant reçues par la population par chacune des voies d'administration à partir de chacun des milieux d'exposition,
- un travail sur l'incertitude dans la modélisation des expositions.

L'estimation des concentrations d'exposition correspond à l'estimation des concentrations auxquelles sont soumises les cibles considérées, pendant la durée de l'exposition considérée, au niveau des points de contact existant entre les cibles et les polluants. Ces milieux peuvent être le sol superficiel, les aliments consommés, l'eau de distribution, l'air extérieur, l'air à l'intérieur d'un bâtiment, l'air dans une salle de bains...).

Les modèles pouvant servir pour répondre à ces besoins sont donc multiples, à la fois dans leur nature et dans leur degré de complexité :

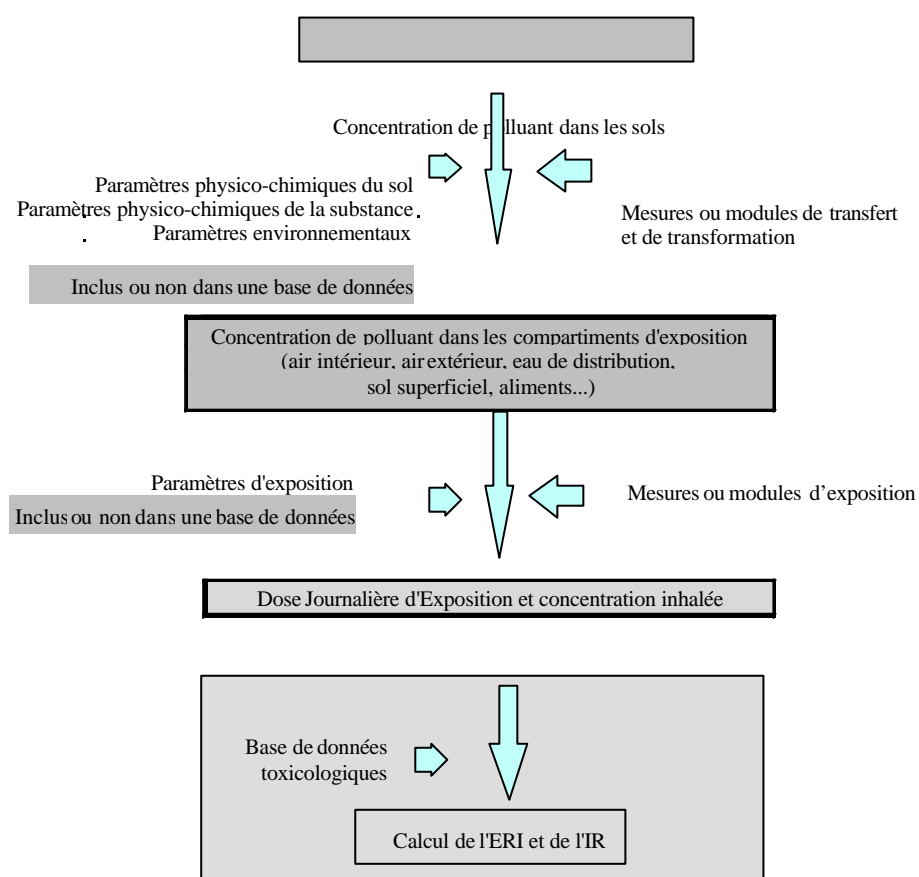
- les modèles de transfert et de transformation permettent de répondre spécifiquement au premier point et fournissent les concentrations dans les milieux d'exposition,
- le deuxième point se traite essentiellement par un travail d'acquisition, de traitement de données d'exposition et de synthèse de résultats sous la forme de calcul des niveaux d'exposition pour les diverses fractions de la population étudiée,

- les modèles de calcul statistique permettent une analyse des incertitudes liées aux paramètres.

### 1.1 LES « MODELES D'EXPOSITION »

Les modèles d'exposition ont pour but de quantifier l'exposition liée à différentes voies et différents milieux. Les outils dédiés à la modélisation de l'exposition aux polluants du sol permettent le calcul des doses d'exposition à partir de la concentration du sol et éventuellement des autres milieux environnementaux. Certains logiciels existant sur le marché pour la modélisation de l'exposition incluent même une base de données toxicologiques et un module de calcul statistique permettant un calcul probabiliste de l'Excès de Risque Individuel (ERI) ou des Indices de Risque (IR). Ils présentent la structure suivante :

Figure 3 : composition d'un « modèle d'exposition »



Les modèles d'exposition sont des modèles simples permettant une évaluation globale de l'exposition relativement rapide. Selon la terminologie anglo-saxonne, ce sont des « *screening models* », c'est-à-dire des **modèles de criblage**. Ils comprennent de nombreuses hypothèses simplificatrices qui doivent être connues par l'évaluateur afin de vérifier l'applicabilité du modèle par rapport au problème étudié et pour pouvoir en tenir compte dans la phase d'évaluation de l'incertitude.



Un certain nombre de ces modèles d'exposition prennent en compte l'ensemble des milieux d'exposition intéressant le cas d'étude, mais ils le font à partir de divers modules de transfert juxtaposés les uns aux autres et non couplés. La conséquence est par exemple que la quantité de polluant s'accumulant dans les végétaux consommés n'est pas déduite de la quantité présente initialement dans le sol, que les quantités de polluant déposées sur le sol à partir de l'atmosphère ne sont pas déduites de la concentration de celle-ci, et dans certains cas que la quantité de polluant émise dans l'atmosphère à partir du sol ou celle qui lixivie à partir du sol n'est pas déduite de la quantité initialement présente dans le sol. Ces modèles sous-entendent en fait la recharge du sol en polluant de manière continue.

Selon les conditions, l'utilisation de ce type de modèles peut suffire pour une première étape d'évaluation des risques.

D'autres modèles dits « **modèles de fugacité** » permettent de pallier partiellement les inconvénients décrits ci-dessus. Les modèles de fugacité sont des modèles multimédia :

- qui peuvent servir à estimer les doses d'exposition des populations cibles,
- qui permettent de prendre en compte la **distribution d'un polluant dans les divers compartiments (média), en respectant le principe de conservation de la masse.**

Ces modèles restent néanmoins des **modèles de criblage**.

La fugacité est une grandeur thermodynamique homogène à une pression, qui représente la potentialité d'échappement d'une substance à partir d'un compartiment. Toute substance évolue du compartiment où sa fugacité est élevée vers celui où elle est faible. Deux phases à l'équilibre ont même fugacité. La concentration de polluant dans un compartiment est égale à :

$$C = f * Z$$

Avec :

f : fugacité en Pa,

Z : capacité fugace du milieu. Z est une grandeur dépendante de la température, de la pression, de la substance et du compartiment.

Les modèles de fugacité se déclinent en quatre niveaux de complexité successifs :

- le niveau 1 correspond à un état statique, où tous les compartiments sont à l'équilibre,
- le niveau 2 correspond à un état d'équilibre entre les compartiments dans lequel les quantités reçues par un compartiment sont égales aux quantités perdues,
- au niveau 3, il n'y a plus d'équilibre entre les compartiments. La fugacité varie entre les compartiments du fait d'émissions hétérogènes liées à des résistances aux transferts différentes entre eux. Les transferts sont néanmoins stationnaires dans le temps,
- au niveau 4, il n'y a plus d'équilibre entre les compartiments et les émissions sont variables au cours du temps. Il n'y a plus d'état stationnaire. Le niveau 4 permet de considérer par exemple une diminution de la source de pollution au cours du temps.

Ce type de modèles de criblage peut être plus ou moins affiné en fonction du nombre de compartiments considérés. Le sol peut ainsi être divisé en plusieurs compartiments correspondant à différentes couches.

## 1.2 LES MODELES DE TRANSFERT

Ces modèles sont **spécifiques à un milieu particulier**. Ils s'intéressent au devenir d'un polluant ou d'un mélange de polluants à partir d'un milieu vers un autre milieu ou au devenir d'un polluant dans un seul milieu.

Leur degré de complexité est très variable et est proportionnel à l'importance du jeu de données et au temps nécessaire pour les faire tourner.

On distingue les modèles analytiques des modèles numériques. Les modèles analytiques sont basés sur des hypothèses simplificatrices d'homogénéité. Ils sont plus simples à utiliser et demandent moins de données. Les modèles numériques permettent de prendre en compte l'hétérogénéité des concentrations et des propriétés des milieux.

**L'utilisation des modèles de transfert ne permet généralement pas d'évaluer le devenir global du polluant dans l'environnement.** En effet, les modèles de transfert par milieu ne prennent généralement pas en compte l'ensemble des phénomènes d'échange pouvant exister à partir d'un milieu car tous les autres milieux avec lesquels un échange peut exister ne sont pas nécessairement considérés.

## 2 CHOIX DE MODELES

Le choix du ou des modèles à utiliser pour l'évaluation de l'exposition repose sur plusieurs critères :

- il doit s'appuyer sur le travail effectué pour lister l'ensemble des voies de passage du polluant de la source vers la cible, pour identifier les phénomènes physiques, chimiques et biologiques pouvant entrer en jeu et sur la définition des scénarios d'exposition,
- il est **fonction du type de polluants à prendre en compte** (mélanges de polluants, substances organiques ou minérales, volatiles ou non),
- il est aussi fonction de l'objectif visé en terme de précision de l'analyse,
- enfin, il dépend des moyens disponibles, de la qualité et de la quantité des données disponibles.

### 2.1 CRITERE N°1 : LA DEFINITION DES SCENARIOS

Les voies de passage du polluant de la source vers la cible, les phénomènes physiques, chimiques et biologiques sont identifiés.

Lors d'une première étape d'évaluation détaillée des risques, on prendra soin de sélectionner un modèle englobant l'ensemble des voies d'exposition pertinentes ou plusieurs modèles permettant de les prendre toutes en compte.

Si une première étape a déjà été faite montrant quelles sont les voies les plus importantes en terme de risque, on pourra se polariser sur la modélisation affinée de celles-ci lors d'une étape d'approfondissement.

## 2.2 CRITERE N°2 : LE TYPE DE POLLUANTS A ETUDIER

Compte tenu des phénomènes qu'un modèle prend en compte et de la manière dont il les prend en compte par la transcription mathématique, un modèle peut être mieux adapté qu'un autre pour représenter le devenir dans l'environnement d'un certain type de molécules. Par exemple pour des composés organiques volatils, l'évaluateur devra s'intéresser à la pertinence du modèle concernant l'émission du polluant dans l'atmosphère.

## 2.3 CRITERE N°3 : LA PRECISION REQUISE DE L'ANALYSE

L'utilisation d'un modèle d'exposition simple peut être suffisante pour réaliser une évaluation détaillée des risques. L'avantage de ce type de modèles est de prendre en compte l'ensemble des voies d'exposition pertinentes par rapport à l'usage considéré, en évitant de creuser certaines voies pour faire l'impasse sur d'autres.

Ces modèles sont constitués à la fois de relations analytiques basées sur les principes et théories de la physico-chimie et de la thermodynamique et sur des coefficients dérivés d'essais expérimentaux relatés dans la littérature scientifique.

Néanmoins il faut être conscient que ces modèles d'exposition sont généralement peu ou pas validés par rapport à des mesures. Pour évaluer l'exposition liée à différentes voies, de très nombreux phénomènes sont à prendre en compte (phénomènes intervenant dans le transfert des polluants de la source vers les différents compartiments d'exposition, phénomènes intervenant dans le transfert des polluants des compartiments d'exposition vers la cible, phénomènes d'absorption des polluants au niveau de la cible). Or seules quelques-unes des équations qui constituent les modèles d'exposition ont fait l'objet de vérifications dans des conditions particulières pour tester le degré de justesse de leurs prévisions. En effet, la détermination par la mesure de certains éléments intervenant dans le niveau d'exposition pose des problèmes méthodologiques très importants (exemple : détermination de la quantité de sol ingéré). De plus, s'il est classique de caler des modèles de dispersion dans l'air ou des modèles de transfert dans les nappes, il n'en va pas de même pour les modèles d'exposition. La véritable validation des modèles d'exposition nécessiterait la mesure des doses d'exposition absorbées par les individus. Mais les problèmes humains, éthiques et pratiques liés à ce type de mesures rendent cette approche difficile voire inadaptée dans le domaine des sols pollués d'où le recours à ces modèles d'exposition basés sur une suite d'hypothèses et d'équations qui en découlent.

A l'occasion d'une seconde étape de l'évaluation détaillée des risques visant à réduire les incertitudes (étape facultative dont la réalisation est à considérer au cas par cas), le choix du ou des modèles à utiliser dépendra de la complexité du cas étudié et des éléments qu'il est nécessaire de réévaluer compte tenu d'une approche qui aurait été trop conservatoire dans l'étape précédente. Le besoin d'obtenir une évaluation plus précise et moins conservatoire de la contamination d'un milieu d'exposition peut nécessiter l'emploi de modèles de transfert spécifiques, la réalisation d'une analyse statistique, de tests de laboratoire, voire la mise en place de pilotes pour la définition de données.

Cette étape d'approfondissement peut aller selon les cas, de la simple réutilisation du modèle employé en première approche mais avec une meilleure définition des paramètres (acquisition de

valeurs spécifiques au site plus poussée) jusqu'à l'utilisation de codes numériques 3 D et à l'évaluation statistique des doses d'exposition.

#### **2.4 CRITERE N°4 : LES MOYENS DISPONIBLES, LA QUALITE ET LA QUANTITE DE DONNEES DISPONIBLES**

Les données limitées disponibles sur un site conduisent souvent à réduire les modèles numériques à de simples expressions analytiques. De même, il apparaît superflu d'utiliser des codes de calcul coûteux à mettre en place et à utiliser si l'on ne peut remédier à une incertitude forte sur un ou plusieurs paramètres pouvant largement faire fluctuer le résultat de l'évaluation.

#### **2.5 CONCLUSIONS**

**Enfin, le choix d'un modèle mathématique pour représenter la réalité se fait au cas par cas et revient au professionnel de l'évaluation.**

L'évaluateur pourra donc :

- soit reconstruire son propre modèle d'exposition à partir des différents phénomènes qu'il devra prendre en compte et des différents sous-modèles qu'il aura identifiés pour cela,
- soit utiliser un des modèles d'exposition commercialisés ou disponibles publiquement, s'ils répondent à ses objectifs.

**Au nom de la transparence, toutes les équations utilisées par l'évaluateur doivent être fournies dans le rapport d'étude ou être facilement accessibles.**

Compte tenu des incertitudes, de l'insuffisance des données disponibles ou des lacunes dans les connaissances scientifiques, des hypothèses et simplifications doivent être faites pour estimer l'exposition (comme des hypothèses sont faites pour l'estimation des relations dose-effet des substances). En fonction du caractère plus ou moins précautionneux pour la santé (et donc plus ou moins pessimiste) ou plus ou moins plausible des hypothèses les résultats obtenus peuvent être différents.

Les choix opérés entre plusieurs hypothèses doivent être cohérents. Mais les évaluateurs et les utilisateurs d'une évaluation de risque doivent être conscients que plusieurs critères de cohérence coexistent. En l'absence de certitudes, on peut faire prévaloir dans l'étude le caractère protecteur sur celui de plausibilité mais les choix réalisés et les critères de choix doivent être présentés.

Dans tous les cas, il est donc indispensable :

- que l'évaluateur sache quels sont les phénomènes qui sont ou non pris en compte dans le modèle,
- qu'il connaisse les hypothèses simplificatrices qui sous-tendent le modèle et les conditions d'application.

Ces éléments sont indispensables pour utiliser un modèle à bon escient et pouvoir finalement évaluer l'incertitude associée au risque quantifié.

### 3 REPRESENTATION DES PHENOMENES DE TRANSFERT ET DE TRANSFORMATION DANS LES MODELES

Une substance présente dans un milieu ou un compartiment peut :

- y rester ou s'accumuler,
- être transformée par un processus physique, chimique ou biologique,
- être transportée.

De nombreux phénomènes physiques, chimiques et biologiques concourent au devenir d'un polluant présent initialement dans le sol. Un certain nombre sont présentés ici.

Pour un compartiment d'exposition donné, une évaluation peut ne prendre en compte que les mécanismes prépondérants qui sont pertinents dans le cas étudié, en négligeant les phénomènes et les processus de transformation. Ce type de simplifications conduit généralement à une évaluation protectrice des concentrations dans les milieux et aux points d'exposition. Mais **le fait qu'un modèle soit simple ne garantit pas obligatoirement qu'il soit majorant (et de ce fait protecteur)**. L'analyse systématique des phénomènes pris en compte est nécessaire ainsi que l'analyse de la manière dont ils sont pris en compte.

#### 3.1 PHENOMENES INTERVENANT DANS LA CONTAMINATION DE L'AIR INHALE

##### 3.1.1 L'AIR A L'EXTERIEUR DE BATIMENTS

La contamination du compartiment air à partir du sol peut mettre en jeu des processus d'émission de polluants sous forme gazeuse et sous forme particulaire.

**L'émission sous forme gazeuse** se fait par diffusion moléculaire à partir de la surface du sol à travers la couche d'air stagnante située au-dessus. Quand la concentration de polluant à la surface du sol diminue, la volatilisation de gaz dépend alors du transfert du polluant situé dans le sol vers la surface. Ce transfert peut se faire par deux types de mécanismes : la diffusion sous forme gazeuse et sous forme liquide et la convection liée à l'évaporation d'eau. Il existe une littérature abondante et de nombreux modèles plus ou moins simplifiés se rapportant à la volatilisation des polluants à partir du sol. Certains ont une approche dynamique, d'autres une approche statique. Selon les substances et leur volatilité, les résultats fournis par les uns seront supérieurs aux autres. Beaucoup des modèles d'exposition ne traduisent pas le bilan massique (d'où l'hypothèse sous-entendue d'une recharge continue du polluant dans le sol).

**L'émission sous forme de particules** peut avoir lieu par érosion liée au vent ou à l'occasion du labourage ou du passage d'engins mécaniques sur des sols nus. Des modèles empiriques d'origine américaine cherchent à représenter ces phénomènes (SSL, 1996 ; ASTM, 1992). En revanche certains modèles d'exposition prennent simplement en compte l'inhalation de particules issues du sol à partir d'un paramètre d'entrée représentant une concentration constante de particules en suspension dans l'atmosphère.

Après l'émission de polluant, la **dispersion atmosphérique** intervient. Le choix du modèle de dispersion atmosphérique doit prendre en compte le type de source et la position du récepteur par rapport à la source. Parmi les éléments conditionnant la dispersion atmosphérique, il y a la

distance à la source, la direction et la vitesse du vent et la stabilité de l'atmosphère. Pour la pollution émise sous forme particulaire, intervient également la taille des particules.

D'autres phénomènes interviennent qui, selon leur importance par rapport au cas étudié et le degré de précision de l'étude, pourront être pris en compte :

- l'effet du terrain peut être important, notamment en cadre urbain. Il peut modifier le flux du vent. L'évaluateur pourra être amené à considérer la rugosité du terrain, le type de végétation, la présence de collines, de montagnes, d'immeubles,
- la dissolution du polluant sous forme gazeuse dans les gouttelettes d'eau en suspension dans l'atmosphère,
- l'adsorption des polluants sous forme gazeuse sur les particules en suspension dans l'air,
- la déposition des particules sur les sols, les plantes ou dans les eaux superficielles qui est fonction de la taille et de la forme des particules, de leur densité et de la vitesse du vent,
- les précipitations qui réduisent les quantités de polluant dans l'atmosphère (polluants sous forme dissoute dans les gouttelettes, polluants adsorbés sur les particules en suspension) et les redistribuent à surface des autres compartiments et vers les eaux souterraines par infiltration,
- la photolyse, c'est-à-dire la dégradation des substances chimiques par le rayonnement solaire. Elle peut être partielle (engendrant des sous-produits éventuellement toxiques) ou complète (aboutissant à la formation de dioxyde de carbone et d'eau),
- l'oxydation par des composés comme l'ozone ou les radicaux *hydroxyl* présents dans l'atmosphère.

Dans le cas d'individus présents sur ou à proximité de la source d'émission, il ne semble pas y avoir sur le marché informatique de modèles complètement satisfaisants. Ainsi les modèles gaussiens souvent employés sont normalement utilisables pour une distance minimale de 100 mètres entre le point d'émission et le point où l'on cherche à connaître la concentration. Ils sont également mal adaptés aux conditions de vents faibles.

### 3.1.2 L'AIR A L'INTERIEUR DE BATIMENTS

Les bâtiments sont construits sur terre-plein, vide sanitaire ou sous-sol. Le type de soubassement influe sur le passage de polluants de l'air du sol vers les pièces d'habitation.

Des flux de polluants issus du sol peuvent être émis à l'intérieur des bâtiments à la fois par mécanismes de diffusion et de convection. Le flux convectif correspond à l'entrée d'air du sol par les ouvertures existant dans les soubassements d'un bâtiment sous l'effet d'une différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur. La pression à l'intérieur d'un bâtiment peut être inférieure à la pression atmosphérique du fait d'une différence de température entre l'intérieur et l'extérieur, de l'action du vent sur la structure du bâtiment, de l'existence d'une ventilation à l'intérieur.

Certains modèles ne prennent en compte que la diffusion. Sur le plan théorique, en fonction d'un certain nombre de paramètres (en particulier la dépression à l'intérieur par rapport à l'extérieur et la perméabilité du sol) le fait de ne pas prendre en compte le flux convectif de polluant vers les habitations peut constituer une approche minorante ou au contraire ne pas avoir d'incidence.

Par ailleurs, là encore, certains modèles considèrent la source de polluant comme finie, d'autres non.

La pollution d'un site peut également induire une contamination de l'air intérieur des bâtiments par échange de polluant avec l'extérieur et par volatilisation de polluant lors de l'utilisation d'eau contaminée à l'intérieur du bâtiment (lors de la prise d'une douche, de travaux de nettoyage...). Les taux de renouvellement d'air dans chaque pièce conditionnent alors la concentration de polluant à l'intérieur du bâtiment.

### 3.2 PHENOMENES INTERVENANT DANS LA CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES

La contamination des eaux souterraines peut être due :

- à la lixiviation de polluants solides contenus dans le sol par les eaux de précipitations infiltrées,
- à la dissolution par la nappe des polluants contenus dans le sol,
- à la percolation des polluants sous forme liquide présents dans ou à la surface du sol,
- dans certains cas à la recharge de la nappe par des eaux superficielles préalablement contaminées par la pollution du sol,
- et, de manière plus marginale, à l'infiltration d'eaux de pluie polluées par la dissolution des polluants dans l'atmosphère.

La migration du polluant dans l'aquifère peut avoir lieu uniquement sous forme dissoute dans l'eau de la nappe ou sous une phase dissoute et une phase liquide non miscible à l'eau lorsque le polluant est peu soluble. Dans ce cas le polluant migrera dans la phase saturée du sol avec des vitesses différentes dans chacune des deux phases. En fonction de la densité du contaminant, il aura soit tendance à former une phase flottant à la surface de la nappe d'eau (polluant moins dense que l'eau), soit tendance à s'enfoncer en fond d'aquifère (polluant plus dense que l'eau).

La migration du polluant en phase saturée est due aux phénomènes :

- de convection : déplacement du polluant avec le mouvement des fluides (aqueux et non aqueux),
- de dispersion mécanique (longitudinale et latérale),
- de diffusion.

Elle est également soumise aux mécanismes :

- de retard liés aux interactions entre le polluant et la matrice sol. Il s'agit de mécanismes réversibles. Les deux plus importants types d'interactions étant liés à la sorption des polluants hydrophobes sur la matière organique du sol et aux liaisons des substances sous forme cationique aux charges négatives portées par le sol (particules argileuses),
- de transformation tels que :
  - les phénomènes de chélation et complexation,
  - les réactions acide/base,
  - les réactions d'oxydo-réduction,
  - les réactions de précipitation,
  - la biodégradation,
  - l'hydrolyse.

Certains de ces phénomènes sont réversibles, d'autres non. Certains conduisent à la formation de polluants moins toxiques, d'autres peuvent générer des substances plus dangereuses.

Concernant cet aspect on notera simplement qu'un modèle simplifié prenant en compte de manière couplée les phénomènes de lixiviation et de volatilisation à partir d'une source finie de polluant dans le sol et permettant d'estimer l'évolution des concentrations dans le sol et des flux émis au cours du temps vers l'atmosphère et vers la nappe (Jury et al, 1983) doit être utilisé de manière prudente et avisée. Encore une fois en l'absence de mesures permettant de vérifier les résultats, la surestimation d'un phénomène peut conduire à sous-estimer le risque. Par exemple si le flux de volatilisation est surestimé, les concentrations résiduelles de polluant dans les sols au cours du temps vont être sous-estimées. En conséquence le risque lié, par exemple, à l'ingestion directe de sol ou de végétaux contaminés par le sol va s'en trouver sous-estimé, lui aussi, ce qui peut avoir des conséquences importantes en terme de risque total, compte tenu de la différence de toxicité d'une substance en fonction de la voie d'absorption. Ceci démontre la nécessité d'effectuer différentes simulations de calcul en faisant varier les données d'entrée du modèle.

### **3.3 PHENOMENES INTERVENANT DANS LA CONTAMINATION DES EAUX SUPERFICIELLES**

Les eaux superficielles peuvent être classées en trois grands types :

- cours d'eau,
- étendues d'eau,
- estuaires,

chacun pouvant être sujet à des phénomènes particuliers dont l'impact peut être important (exemple : inversion de température dans les lacs entraînant la remise en suspension des sédiments, formation d'un bouchon vaseux dans les estuaires).

La contamination des eaux superficielles peut être due :

- aux rejets directs de l'installation en fonctionnement,
- au ruissellement des eaux de pluie sur le site pollué et aux rejets de ces eaux contaminées dans les eaux superficielles,
- au phénomène d'érosion qui accompagne le ruissellement des eaux sur les sols et entraîne les particules de sol contaminé dans les eaux superficielles,
- à l'alimentation par des nappes d'eaux souterraines elles-mêmes contaminées,
- à la dissolution des polluants atmosphériques à l'interface air-eau,
- aux dépôts sous forme particulaire et aux précipitations.

La détermination de la concentration dans les eaux superficielles va donc nécessiter la quantification des rejets et du degré de dilution.

Les autres phénomènes pouvant interférer sur la teneur des polluants dans l'eau sont :

- la volatilisation des substances dans l'air atmosphérique. L'importance de ce phénomène dépend du caractère volatil de la substance, de la turbulence des eaux et du rapport surface sur volume du cours d'eau ou de l'étendue d'eau considérés,
- l'adsorption des polluants sur les particules en suspension dans l'eau,
- la sédimentation des particules en suspension et leur remise en suspension,
- la photolyse,



- l'hydrolyse,
- l'oxydation,
- la biodégradation.

### 3.4 PHENOMENES INTERVENANT DANS LA CONTAMINATION DES ALIMENTS

L'homme est placé au sommet de la chaîne alimentaire. La contamination des espèces végétales (légumes, fruits, céréales) et animales (poissons, crustacés, volailles, bovins, ovins, gibier) entrant dans la composition du régime alimentaire de l'homme doit donc être prise en compte. Il peut également être nécessaire d'estimer la contamination des espèces intermédiaires consommées par les animaux utilisés par l'homme dans son alimentation (exemple : contamination du fourrage donné au bétail pour définir la teneur en polluant dans la viande ou le lait des bovins).

La concentration de polluant accumulée dans les tissus d'une espèce animale ou végétale est fonction de :

- la concentration de polluant dans le milieu de vie de cette espèce,
- la biodisponibilité de la substance, elle-même fonction de ses caractéristiques physico-chimiques et des caractéristiques du milieu (pH, teneur en carbone organique du sol, température...),
- de l'espèce, de ses besoins nutritionnels, de son métabolisme, de sa capacité à éliminer ou non la substance considérée.

**La concentration de polluant accumulée dans un tissu animal ou végétal est hautement spécifique**, le polluant ayant souvent tendance à s'accumuler dans un tissu particulier plutôt que dans un autre. L'évaluation de la concentration de polluant dans les produits alimentaires par modélisation peut donc être soumise à une forte incertitude et variabilité. Sa prise en compte reste néanmoins importante car le phénomène de biomagnification peut conduire à une exposition élevée de l'homme par voie alimentaire. De plus la redistribution des produits alimentaires par le réseau commercial peut conduire à l'exposition d'une population nombreuse.

La moins mauvaise façon d'estimer les **concentrations de polluants dans les produits alimentaires** est donc la **mesure directe**, sous réserve qu'elle soit effectivement représentative des produits consommés. A titre d'exemple, la mesure de la concentration de polluant dans des salades devrait être réalisée à partir de plantes de même variété que celles consommées, cultivées dans la zone d'exposition considérée et dans les mêmes conditions, à l'abri si possible des autres sources de pollution que celle étudiée et à partir de spécimens arrivés à maturité.

En l'absence de moyens analytiques, il existe différents types d'approches de modélisation pour calculer les concentrations de polluants dans les tissus animaux et végétaux.

#### 3.4.1 LES PRODUITS VEGETAUX

Les plantes peuvent accumuler les polluants par différents mécanismes :

- le prélèvement par les racines à partir du sol, suivi d'un éventuel transport de polluants des tissus racinaires vers les autres tissus,
- le prélèvement de polluant gazeux dans l'atmosphère par les feuilles,

- le dépôt de polluant sur les feuilles sous forme particulaire à partir de poussières ou sous forme dissoute à partir d'eau de pluie.

En outre pour définir la quantité de polluant réellement ingérée par le récepteur à partir de l'alimentation il peut être nécessaire de tenir compte d'éléments complémentaires tels que :

- les parties du végétal qui sont réellement consommées (exemple : la chair de la pomme de terre sans la peau),
- l'impact de la préparation (exemple : lavage).

Les modèles d'exposition intégrant les différentes voies d'exposition tiennent généralement compte de la contamination des produits végétaux à vocation alimentaire par l'emploi de facteurs de bioconcentration (BCF : Bioconcentration Factor). Ces facteurs de bioconcentration sont définis :

- soit à partir d'une synthèse bibliographique se rapportant à la substance considérée et où sont mises en relation les concentrations de polluant mesurées dans le milieu environnant et celles trouvées dans la plante,
- soit à partir d'une relation quantitative, établie de manière empirique, et représentant la partition du polluant entre la partie du végétal considérée et le milieu de contamination.

Le premier mode de définition du BCF concerne plutôt la contamination par les polluants métalliques, le second se rapporte généralement aux polluants organiques.

Par ailleurs, il existe pour la contamination par les substances organiques (pour lesquelles il existe peu de résultats de mesures utilisables rapportés dans la littérature) des modèles physiologiques des plantes cherchant à représenter le devenir des polluants dans la plante (Trapp et Mc Farlane, 1995 ; Trapp et Matthies, 1997 ; Paterson et MacKay, 1994 Riederer, 1990). Ces modèles sont basés sur les caractéristiques anatomiques et physiologiques de plantes, sur les propriétés des substances et sur les phénomènes de partition, de transport dans la plante et de métabolisation. Ils sont plus ou moins complexes, certains se traduisent par équation analytique exprimant la relation entre la concentration dans la plante et les paramètres de transfert, d'autres demandent une résolution numérique. Les phénomènes suivants peuvent être pris en compte dans ces modèles : les échanges par diffusion entre le sol et les racines, le transfert dans les racines par le flux de transpiration, le transfert vers les parties aériennes, les phénomènes de partition entre le flux de transpiration et les parties aériennes, le transfert par le flux d'assimilation, les échanges par diffusion entre la feuille et l'air où s'est dispersé le polluant émis à partir du sol, que ce soit par l'intermédiaire des stomates ou de la cuticule, la métabolisation du polluant par la plante, l'effet de dilution lié à la croissance de la plante. En fonction de la plante, des propriétés de la substance, certains de ces phénomènes revêtiront une importance plus ou moins grande.

### **3.4.2 LES PRODUITS ANIMAUX**

La contamination des poissons est liée à la contamination de l'eau dans laquelle ils vivent. La modélisation la plus commune consiste donc à définir un coefficient de bioconcentration, qui représente le ratio de la concentration de polluant dans la chair du poisson sur la concentration de polluant dans l'eau. D'autres phénomènes peuvent néanmoins être importants comme l'accumulation de polluant par les poissons à partir des sédiments et des organismes dont ils se nourrissent.

Les animaux vivant sur le sol peuvent être exposés à partir des mêmes voies d'administration que l'homme. L'ingestion représente généralement la voie d'exposition prépondérante. Des bovins par exemple peuvent ingérer de l'eau, du fourrage, du foin, de l'herbe contaminés et tout en broutant ingérer des quantités importantes de sol. Pour évaluer la concentration de polluant accumulée dans la viande ou le lait, il faut alors tenir compte de coefficients de transfert reliant les quantités ingérées par l'animal aux concentrations susceptibles de s'accumuler dans les tissus ou sécrétions spécifiquement consommés par l'homme.

Là encore, selon les modèles d'exposition disponibles, les approches sont diverses.

Certains définissent une concentration dans les produits animaux à partir d'un facteur de bioconcentration et de la quantité de polluant ingéré par l'animal par le biais de son alimentation. D'autres prennent également en compte l'exposition de l'animal par ingestion de sol et par voie respiratoire. Certains modèles représentent l'évolution de la contamination dans la chaîne trophique au cours du temps par un système d'équations différentielles basé sur le principe de conservation de la masse et prenant en compte à chaque échelon de la chaîne alimentaire les entrées et sorties de polluants (exemple : Trapp and Matthies, 1997).

### **3.5 PHENOMENE D'ABSORPTION DU POLLUANT PAR L'ORGANISME HUMAIN**

Les modèles d'exposition peuvent permettre de calculer des doses externes d'exposition ou des doses internes. Celles-ci peuvent être calculées à partir des doses externes d'exposition et d'un simple facteur d'absorption du polluant par la voie d'absorption considérée établi à partir de la littérature toxicologique.

Il existe également des modèles pharmacocinétiques physiologiques qui ont pour but de définir les quantités de polluants prélevées par l'organisme et les concentrations de ces polluants dans les organismes cibles.

Pour la voie cutanée, la dose calculée est généralement la dose absorbée. Là encore, les approches retenues dans les différents modèles sont très variables. Certains utilisent un taux d'absorption propre à la substance considérée, d'autres sont basés sur une vitesse d'absorption et une durée de contact avec le polluant. Avant qu'il y ait diffusion au travers de la couche cornée selon un régime stationnaire, certains de ces modèles considèrent une phase transitoire. Concernant le contact cutané avec le sol pollué, des modèles intègrent dans leurs équations la volatilisation du polluant au cours du temps à partir de la fine couche de sol déposée sur la peau (US EPA, 1992).

On notera parfois qu'au sein d'un même outil de modélisation des expositions commercialisé, différentes approches peuvent être utilisées en fonction du milieu de contact considéré (air, eau ou sol contaminé).

## **4 LES PARAMETRES DE LA MODELISATION**

La modélisation de l'exposition nécessite des données d'entrée. Le nombre et la nature de ces données est fonction du ou des modèles utilisés.

Pour évaluer le devenir des polluants dans l'environnement et estimer leurs concentrations dans les compartiments d'expositions, l'évaluateur a besoin de connaître les caractéristiques physico-chimiques de ces substances et les caractéristiques des milieux. Pour estimer les doses reçues par le récepteur, il est nécessaire de définir la valeur des paramètres d'exposition.

Quel que soit le type de paramètres considérés, l'utilisation de valeurs spécifiques au site, quantifiées grâce **une méthode de mesure adéquate** (suffisamment sensible et représentative compte tenu de la variabilité) et dans les conditions du site, est préférable à toute estimation basée sur la consultation d'enquêtes génériques et de bases de données regroupant des valeurs définies dans des conditions standards.

Faute de pouvoir acquérir les valeurs spécifiques au site, l'évaluateur aura recours :

- à des bases de données comme HSDB, IUCLID, ECDIN pour les paramètres physico-chimiques,
- aux documents du ministère en charge de l'Environnement (fiches sur les substances), de l'US EPA (Soil Screening Levels pour les paramètres physico-chimiques, Dermal exposure assessment pour l'absorption cutanée), de la CEE (Technical guidance documents), de l'OMS (International Program on Chemical Safety, Environmental Health Criteria),
- à la littérature scientifique (paramètres physico-chimiques),
- aux enquêtes INSEE (paramètres d'exposition), aux documents de l'US EPA (Exposure Factors Handbook)....

### **Les relations de structure quantitative (QSAR)**

Dans certains cas, la valeur de certains paramètres physico-chimiques nécessaires à l'estimation de la concentration d'un polluant dans un compartiment d'exposition n'est pas disponible. L'évaluateur peut alors être amené à utiliser des méthodes d'estimation basées sur l'établissement de relations quantitatives reliant le paramètre à un descripteur de la structure de la molécule ou à une autre propriété physico-chimique connue du polluant. Ces relations quantitatives sont basées sur l'hypothèse que des substances chimiques différentes ayant des propriétés similaires agissent de façon comparable. Ainsi, le coefficient de bioconcentration est parfois estimé par une relation linéaire faisant intervenir le coefficient de partage octanol-eau.

Pour estimer certains paramètres, il existe parfois de très nombreuses relations dans la littérature. Le choix d'une méthode doit prendre en compte la façon dont la relation a été établie et validée. Elle doit préférentiellement avoir été établie :

- à partir de substances dont la structure est proche,
- à partir d'un ensemble suffisamment important de substances,
- et se caractériser par un degré de corrélation élevé.

### **Variabilité et incertitude des paramètres**

Tous les paramètres entrant en jeu dans la modélisation sont entachés d'une variabilité et/ou d'une incertitude.

D'une manière générale, l'évaluateur prendra soin de sélectionner les valeurs de paramètres qui ont été définies dans les conditions les plus proches de celles qu'il cherche à représenter.

Selon les conditions expérimentales, les moyens et les méthodes analytiques, des valeurs différentes peuvent être trouvées dans la littérature. Il est donc important de consulter différentes sources.

Si la valeur du paramètre a été définie dans des conditions différentes, l'influence de cette différence sur l'évaluation de la dose d'exposition devra être considérée dans l'étape de caractérisation du risque.

En présence de différentes sources d'informations, l'évaluateur choisira les valeurs définies avec le meilleur protocole. Un travail de recherche et d'évaluation critique des données de la littérature est nécessaire. Les critères prévalant dans le choix des valeurs retenues et les références bibliographiques utilisées doivent être indiqués dans un souci de transparence. En première approche, un certain nombre de valeurs standards peuvent être attribuées aux paramètres mais il est indispensable que l'usage et les voies de passage des polluants de la source vers la cible, qui sont propres au site étudié, soient toujours traitées dans leurs particularités. L'évaluateur s'attachera aussi à définir pour les paramètres liés aux caractéristiques physiques du site étudié des valeurs qui soient spécifiques (exemples : dimension de la source de pollution, propriétés physico-chimiques du sol). Cela constitue le minimum requis.

D'une manière générale, quelle que soit l'étude, l'évaluateur doit s'appuyer sur son expérience, ses qualités d'expertise et le principe de proportionnalité pour définir jusqu'où il doit aller dans l'acquisition de données plus précises et mieux adaptées au cas étudié. Le principe est en effet de caractériser de la manière la plus précise possible les paramètres les plus sensibles par rapport au résultat.

A l'occasion d'une étape d'approfondissement de l'évaluation détaillée des risques, l'évaluateur devra porter son attention sur les voies d'exposition représentant les parts les plus importantes du risque et présentant les incertitudes les plus fortes. Une étude plus approfondie de la définition des paramètres clés sera réalisée. Cela pourra se traduire par un travail bibliographique mais aussi bien sûr par l'acquisition de données complémentaires sur le terrain (réalisation d'un plan d'échantillonnage plus fin, mesure dans les compartiments d'exposition : eau du robinet, air intérieur, légumes consommés..., réalisation d'enquêtes de populations).

Les paragraphes suivants listent les propriétés physico-chimiques des substances, les paramètres environnementaux et les paramètres d'exposition les plus couramment utilisés.

#### **4.1 LES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA SUBSTANCE**

##### **La solubilité (S)**

Les substances ayant une solubilité élevée sont rapidement distribuées par le cycle de l'eau. Ces substances sont relativement peu adsorbées sur les particules et tendent à être plus facilement dégradées à la fois par les mécanismes biologiques et les mécanismes abiotiques. Aucune substance n'est complètement insoluble dans l'eau. Le rapport d'étude indiquera à quelle température a été définie la solubilité et s'il y a eu ajustement ou non de la solubilité à la température du sol.

##### **La pression de vapeur (P)**

La pression de vapeur permet d'évaluer le taux d'évaporation d'une substance. Il existe des méthodes d'évaluation pour ajuster la pression de vapeur d'une substance à une température donnée différente de la température normale (Lyman et al., 1990). Le rapport d'étude indiquera à quelle température a été définie la pression de vapeur et s'il y a eu ajustement ou non de la pression de vapeur à la température du sol.

### **La constante de Henry (H)**

Elle représente le coefficient de partage à l'équilibre d'une substance entre l'air et l'eau. Plus la valeur est forte, plus la substance aura tendance à passer dans l'air sous forme gazeuse au lieu de rester sous forme dissoute dans l'eau. Le rapport d'étude indiquera à quelle température a été définie la constante de Henry et s'il y a eu ajustement ou non de la constante de Henry à la température du sol.

### **Coefficients de diffusion**

Le coefficient de diffusion dépend de la substance considérée et du milieu dans lequel elle se déplace. L'évaluateur sera souvent amené à définir un coefficient de diffusion dans l'air ( $D_{\text{air}}$ ) et un coefficient de diffusion dans l'eau ( $D_{\text{eau}}$ ) qui seront utilisés pour évaluer le transfert par diffusion à l'interface eau-air, à l'interface eau-sédiments et à l'interface sol-air.

### **Coefficient de partage octanol-eau ( $K_{ow}$ )**

Il représente le partage d'une substance entre une phase octanol et une phase aqueuse lorsque l'équilibre est atteint.

$$K_{ow} = \text{Concentration dans la phase octanol} / \text{Concentration dans la phase aqueuse}$$

Le coefficient octanol-eau peut se mesurer relativement facilement. L'intérêt du coefficient octanol-eau est d'indiquer l'affinité d'une substance dissoute dans l'eau vis-à-vis d'une phase organique. Les substances possédant un coefficient octanol-eau élevé sont des substances hydrophobes ayant une faible solubilité dans l'eau, des coefficients d'adsorption sol-eau et sédiments-eau élevés et ayant tendance à s'accumuler dans la matière organique.

### **Coefficients de partage sol-eau et sédiments-eau ( $K_d$ )**

Ces deux coefficients représentent le rapport entre la concentration de la substance considérée sur le substrat et la concentration restant dans la phase aqueuse. Ils peuvent être déterminés par mesure et construction d'un isotherme d'adsorption. Pour une substance organique, ces coefficients sont souvent estimés à partir du coefficient de partage de carbone organique-eau ( $K_{oc}$ ).

### **Coefficient de partage carbone organique-eau ( $K_{oc}$ )**

Le coefficient de partage carbone organique-eau représente le rapport entre la quantité de substance absorbée par unité de poids de carbone organique et la concentration en solution dans l'eau lorsque l'équilibre est atteint.

Parmi les nombreux facteurs influençant le phénomène d'adsorption d'un polluant organique, la teneur en carbone organique joue un rôle majeur tant que la teneur du sol ou des sédiments en

carbone organique est supérieure à 0,1% (Lyman, 1990; SSL, 1996), d'où l'estimation du coefficient  $K_d$  à partir du coefficient  $K_{oc}$  :

$$K_d = K_{oc} * f_{oc}$$

avec :

$f_{oc}$  : teneur en carbone organique du sol ou des sédiments

Les autres facteurs influençant l'adsorption des substances organiques peuvent être la teneur en argile et la surface spécifique, la capacité d'échange cationique, le pH...

Selon les procédures de laboratoire employées et les propriétés du sol ou des sédiments testés, les valeurs de  $K_{oc}$  reportées pour une substance varient parfois d'un ordre de grandeur. Compte tenu de la sensibilité de ce paramètre dans un certain nombre de modèles servant à estimer la concentration de polluant dans les compartiments d'exposition, l'évaluateur devra effectuer un choix particulièrement attentif et éclairé de la valeur de  $K_{oc}$ . Il existe également de nombreuses méthodes d'estimation à partir de relations quantitatives, de qualité inégale et plus ou moins adéquates selon la nature de la substance étudiée.

### **Facteurs de bioconcentration (BCF)**

Ils représentent le partage d'une substance entre un milieu biologique et un milieu externe, source de contamination pour le milieu biologique. Par exemple pour un poisson, le BCF est le rapport entre la concentration dans la chair du poisson et la concentration dans l'eau. Il est important de sélectionner des valeurs correspondant à des durées d'exposition suffisamment longue pour qu'un équilibre se soit réalisé entre le milieu exposé et le milieu contaminant.

Compte tenu de la spécificité du paramètre en fonction de l'espèce et des conditions du milieu, il est important de sélectionner dans la littérature scientifique la valeur de BCF correspondant le mieux au cas traité dans l'évaluation de risque. Par exemple pour l'évaluation de la quantité de polluant ingérée par un consommateur de poisson, l'évaluateur devra choisir préférentiellement une valeur se rapportant à une espèce très proche de celle consommée par le récepteur et correspondant à la chair plutôt qu'à l'ensemble du poisson.

Concernant la bioconcentration dans les espèces végétales, là encore de nombreux facteurs influencent cette capacité de bioconcentration. Outre la variabilité de ce phénomène en fonction des caractéristiques du sol, de l'espèce et de la variété de végétal, on devra prendre garde pour la sélection des données au mode de contamination du végétal. Des valeurs trouvées dans la littérature ou calculées à partir de la littérature peuvent en fait correspondre à une contamination des végétaux par une source de pollution atmosphérique et non directement liée à une source de polluant dans le sol, en particulier dans le cas de polluants ubiquitaires. On prendra garde par ailleurs à utiliser des facteurs de bioconcentration définis pour des niveaux de pollution du même ordre de grandeur. Des problèmes liés aux limites de détection se posent pour des BCF définis à des niveaux de pollution de type ubiquitaire (bien inférieurs au niveau de pollution que l'évaluateur est amené à étudier). De plus, la valeur numérique du BCF peut être très différente dans le cas d'un sol présentant un niveau de contamination de l'ordre de la trace par rapport à un sol présentant une pollution avérée.

Il existe également des relations quantitatives pour estimer les BCF. Les valeurs issues de ces relations sont entachées d'une forte incertitude.

### **Vitesses de dégradation**

Parmi les mécanismes de dégradation des substances, on peut citer la photolyse, l'hydrolyse, l'oxydation, la biodégradation. La littérature scientifique fournit parfois des valeurs de demi-vie pour évaluer la vitesse de dégradation des substances. Il convient d'être prudent dans l'utilisation de ces valeurs. La spécificité de ces valeurs en fonction des conditions environnementales et la sensibilité des modèles à ces paramètres rend généralement nécessaire le calage des modèles dans les conditions du site. **En l'absence de mesures spécifiques au site ou de calage, une approche majorante du risque est recommandée.**

### **Perméabilité cutanée**

Il s'agit d'un paramètre d'exposition mais qui est propre à la substance. L'absorption par voie cutanée à partir d'eau ou de sol contaminé peut être évaluée différemment, notamment à partir d'un taux ou d'une vitesse d'absorption.

Le pourcentage d'absorption cutané à partir de sol contaminé pendant une durée d'exposition T peut être largement influencé par la quantité de sol déposée sur la peau par unité de surface corporelle. A une quantité importante de sol déposée par unité de surface peut correspondre un pourcentage d'absorption plus faible de la substance. C'est ainsi que les mesures expérimentales généralement réalisées avec des épaisseurs de sol déposées sur la peau supérieures aux épaisseurs déposées lors d'une exposition de type environnemental, peuvent conduire à sous-estimer les taux d'absorption pour une exposition en conditions environnementales.

L'utilisation d'un taux d'absorption issu de mesures expérimentales doit être subordonnée à un examen des conditions expérimentales. Il semble que le taux d'absorption peut être utilisé sans risque de sous-estimation de ce type, si la quantité de sol par cm<sup>2</sup> de peau utilisée lors des mesures expérimentales est inférieure ou égale à la quantité nécessaire pour former une monocouche de sol sur la peau (Duff,1996). Sinon, on pourra se référer à la méthode de correction du taux d'absorption qui est présentée par l'US EPA (1992).

En fonction du schéma conceptuel et du modèle, l'évaluateur peut encore avoir besoin d'autres paramètres comme la densité, la viscosité, etc.

## **4.2 LES PARAMETRES ENVIRONNEMENTAUX**

### **4.2.1 LES PARAMETRES LIES AU SOL ET AU SOUS-SOL**

**La teneur en carbone organique** est utilisée pour estimer l'adsorption du polluant sur les particules de sol joue souvent un rôle important au sein du modèle. La teneur en carbone organique varie avec la profondeur.

**La teneur en eau** est nécessaire à la fois dans la zone saturée et dans la zone insaturée. celle de la zone saturée est équivalente à la porosité totale.



**Le poids spécifique du sol sec  $f_b$**  est le poids de la phase solide pour une unité de volume de l'échantillon.

**La texture** : une analyse granulométrique permet de classer le sol selon sa composition en sable, limon et argile, et peut aider à estimer la porosité du sol et la quantité d'eau liée aux particules du sol. Selon le cas traité, les propriétés de la substance polluante étudiée et les besoins du modèle utilisé, il peut être nécessaire de connaître d'autres paramètres du sol comme :

- le potentiel rédox,
- le pH,
- la porosité effective,
- la température,
- la perméabilité,
- le gradient hydraulique,
- la composition minéralogique,
- la capacité d'échange cationique,
- etc.

#### 4.2.2 LES PARAMETRES LIES AU CLIMAT

Parmi les paramètres nécessaires à l'analyse du cas traité, il peut y avoir :

- les précipitations,
- l'évapotranspiration,
- la température,
- la vitesse et la direction du vent en fonction de la fréquence,
- la classe de stabilité en fonction de la fréquence,
- l'érosion,
- le taux de ruissellement,
- etc.

#### 4.2.3 LES PARAMETRES LIES A L'HABITAT

Parmi les paramètres nécessaires à l'analyse du cas traité, on peut citer :

- les dimensions des bâtiments,
- l'épaisseur des murs et des fondations,
- la distance entre la couche de sol polluée et les fondations,
- la dépression à l'intérieur du bâtiment,
- la surface d'échange avec le sol sous-jacent,
- le taux de renouvellement d'air à l'intérieur du bâtiment,
- le volume de la salle de bains,
- etc.

#### 4.2.4 AUTRES PARAMETRES LIES AU SITE

Parmi les paramètres nécessaires à l'analyse du cas traité, on peut citer :

- la rugosité,
- les directions et sens d'écoulement des eaux superficielles et souterraines,
- la concentration de poussières inhalables en suspension,

- la vitesse de déposition des particules et des gaz,
- la quantité de végétaux par m<sup>2</sup>,
- la concentration de sédiments en suspension dans les eaux superficielles,
- la vitesse de déposition des sédiments,
- etc.

### 4.3 LES PARAMETRES D'EXPOSITION

En fonction du cas traité et de la précision de l'étude, la modélisation pourra tenir compte de la diversité des caractéristiques de la population exposée d'une manière plus ou moins importante en définissant les valeurs des paramètres selon l'âge, le sexe, la catégorie socio-professionnelle, etc.

**Néanmoins, il ne faut pas omettre d'estimer l'exposition des catégories de populations les plus exposées.** C'est par exemple souvent le cas des enfants.

Selon le degré de précision de l'étude, l'évaluateur utilisera :

- les valeurs de paramètres standards,
- d'autres valeurs ayant une meilleure spécificité par rapport au cas traité (sondages réalisées sur la population étudiée, enquêtes INSEE correspondant aux classes d'âge, aux classes socio-professionnelles... de la population étudiée, à la région, au type de communes du site.

On veillera à affecter aux paramètres qui sont corrélés des valeurs réalistes les unes par rapport aux autres. Ainsi l'utilisation de facteurs systématiquement majorants n'a pas de sens. Par exemple l'utilisation d'une valeur faible pour la masse corporelle, type de valeur tendant à majorer le risque n'est pas compatible avec l'utilisation de données de consommations alimentaires fortes, majorant elles aussi le risque.

#### 4.3.1 PARAMETRES PHYSIOLOGIQUES

Le poids, le taux respiratoire et la surface corporelle sont des paramètres couramment employés pour évaluer l'exposition. Ces paramètres sont corrélés entre eux.

Pour le poids, il est recommandé d'utiliser en première approche le poids moyen de la classe d'âge considérée.

#### 4.3.2 LA DEFINITION DU BUDGET ESPACE-TEMPS

Les temps passés dans les différents lieux d'exposition pour les différents récepteurs doivent être définis. Le plus souvent, on définit une durée d'exposition journalière en heures ou minutes par jour, une fréquence d'exposition en nombre de jours par an et un nombre d'années d'exposition. On fera notamment la distinction entre temps passé à l'intérieur d'un bâtiment et le temps passé à l'extérieur, la modélisation de l'exposition étant différente dans les deux cas.

Les temps d'exposition concernant les activités particulières définies dans les scénarios d'exposition devront être estimés (exemple : temps passé sous la douche à inhaler de la vapeur d'eau contaminée, durée et fréquence de la baignade dans un cours d'eau contaminé...). En fonction de l'étude, l'évaluateur pourra être amené à distinguer les temps correspondant à une

activité physique intense, légère ou nulle (sommeil), l'évolution du niveau métabolique au cours de la journée entraînant des quantités d'air inhalées différentes.

Selon le degré de précision de l'étude, l'évaluateur pourra être amené à utiliser des données d'enquêtes réalisées sur la population lors des phases précédentes de collecte de l'information.

#### 4.3.3 QUANTITES DE SUBSTRAT ADMINISTREES

Selon les modes d'exposition de la population, l'évaluateur pourra avoir besoin :

- des quantités d'air inhalées,
- des surfaces corporelles exposées selon les saisons, le lieu et l'occupation,
- de la quantité de sol et de poussières issues du sol déposées sur la peau,
- des quantités d'aliments contaminés consommées (exemples : fruits et légumes autoconsommés cultivés sur un sol contaminé, arrosés par une eau contaminée ou soumis aux retombées atmosphériques issues de la source de pollution considérée, poissons pêchés dans un étang pollué par le site considéré...),
- de la quantité d'eau ingérée pour les besoins alimentaires,
- de la quantité d'eau ingérée accidentellement lors de la baignade,
- de la quantité de sol ingéré.

#### 4.3.4 AUTRES PARAMETRES D'EXPOSITION

Parmi les autres paramètres d'exposition, on trouve de nombreux paramètres utilisés pour le calcul de la concentration de polluant dans les milieux d'exposition tels que :

- la température de prise de douche, la quantité d'eau utilisée, le volume et le temps de chute des gouttes...pour le calcul de la concentration de polluant dans l'air de la salle de bain,
- les quantités de fourrages, d'herbes, de grains, d'eau contaminés ingérées par les animaux, la fraction lipidique des tissus,...pour le calcul de la concentration de polluant dans la viande, le lait, les oeufs consommés par la population humaine,
- etc.

## 5 L'ANALYSE DE L'INCERTITUDE

Comme déjà indiqué, l'évaluation de l'exposition est soumise à plusieurs sources d'incertitude qui résident dans :

- la définition des scénarios d'exposition,
- l'adéquation des modèles utilisés par rapport à la réalité,
- et la définition des paramètres.

### 5.1 LA DEFINITION DES SCENARIOS D'EXPOSITION

A ce niveau, la prise en compte de l'incertitude sera qualitative. L'évaluateur s'efforcera de présenter l'ensemble des éléments permettant de juger l'occurrence actuelle ou la possibilité d'occurrence dans le futur d'une voie d'exposition. Les sources et la qualité des données utilisées seront indiquées. Par exemple pour juger de la pertinence de la prise en compte de l'ingestion de

poissons contaminés, l'évaluateur pourra indiquer le nombre de cartes de pêche émises dans le secteur étudié.

## 5.2 L'ADEQUATION DES MODELES PAR RAPPORT A LA REALITE

La meilleure façon de prendre en compte l'incertitude liée aux modèles est de caler le modèle par rapport aux données du site et de le valider. Compte tenu des difficultés liées à la validation présentées, il est important d'indiquer les hypothèses, les simplifications sur lesquelles reposent le modèle, les phénomènes pris en compte et ceux qui ne le sont pas et leur conséquence sur l'estimation des doses d'exposition en terme de sous ou sur-estimation du risque. Plusieurs estimations peuvent être éventuellement faites en faisant varier les hypothèses de modélisation pour illustrer la sensibilité du résultat.

## 5.3 LA DEFINITION DES PARAMETRES

**Une analyse de la sensibilité et une analyse semi-quantitative de l'incertitude liée aux paramètres devra au minimum être réalisée.**

Pour les paramètres mis en évidence par l'analyse de sensibilité, l'évaluateur cherchera à définir à partir de l'ensemble des informations disponibles, les intervalles de valeurs dans lesquels ces paramètres peuvent fluctuer, il indiquera si la valeur qu'il a utilisée pour son calcul initial tend à surestimer ou sous-estimer le niveau de risque. Plusieurs calculs de la variable de sortie, c'est-à-dire du niveau de risque (ERI ou IR) seront réalisés. Une évaluation majorante du risque sera effectuée en attribuant à chacun des paramètres la valeur majorant le résultat puis plusieurs autres évaluations seront faites en combinant les valeurs majorantes pour certains paramètres et des valeurs moyennes ou médianes pour d'autres. Cette technique indicative permettra de situer le résultat initial obtenu par rapport à une échelle de cas. Ce travail sur les paramètres ne doit pas porter uniquement sur les paramètres d'exposition. Il doit considérer tous les paramètres jugés sensibles et présentant une incertitude ou une variabilité forte, quel que soit leur type (concentrations mesurées, paramètres physico-chimiques, paramètres environnementaux, paramètres d'exposition).

**A l'occasion d'une étude d'approfondissement** (seconde étape de l'évaluation détaillée des risques), l'approche semi-quantitative d'estimations des incertitudes **pourra** être remplacée par une **approche quantitative**.

L'analyse quantitative permet d'obtenir une évaluation probabiliste du résultat. Une distribution statistique du résultat est calculée à partir des distributions statistiques ou des fonctions de densité de probabilité des paramètres d'entrée. La technique consiste à effectuer de nombreuses itérations de calcul du résultat en tirant à chaque fois au sort une valeur dans chacune des distributions d'entrée. On parle de technique de simulation Monte-Carlo.

Cette méthode permet de fournir une information riche : l'évaluateur peut spécifier la valeur de la variable de sortie correspondant à chaque percentile. Mais elle nécessite de connaître la distribution des paramètres d'entrée, donc de disposer d'un nombre d'observations ou de mesures des variables d'entrée important. Satisfaire cette contrainte est coûteux et difficile à réaliser. Concernant les paramètres d'exposition, les données statistiques d'enquêtes nationales

peuvent être utilisées mais les conditions locales peuvent être sensiblement différentes et dans ce cas il faut en tenir compte. Par ailleurs, il faut tenir compte de l'ensemble des facteurs de covariance pouvant exister entre les paramètres sous peine de réduire la validité de l'estimation.

En l'absence des données suffisantes pour faire une évaluation probabiliste du résultat, il est néanmoins possible d'utiliser la technique de simulation Monte-Carlo en faisant des hypothèses sur les distributions statistiques des paramètres d'entrée à partir des données disponibles (intervalle de variation, moyenne, médiane, recherche du type de distribution par tests d'adéquation...). Mais l'utilisation de la technique Monte-Carlo se ramène à une évaluation semi-quantitative dans le cas de l'attribution aux paramètres d'entrée de distributions statistiques au jugé, à partir simplement de données sur leurs intervalles de variation. Même dans ce cas, on veillera à ce que la définition des distributions statistiques s'appuie sur des données pouvant être représentatives du contexte (non utilisation de données ne correspondant pas au problème étudié pour « gonfler » artificiellement le nombre d'observations disponibles) et sur une certaine connaissance de l'intervalle de variation des paramètres.

## 6 BIBLIOGRAPHIE

- ASTM : Superfund risk assessment in soil contamination studies, éditeur : Hoddinott K.B., 1992, ISBN 0-8031-1445-1.
- Duff R.M., Kissel J.C. : Effect of soil loading on dermal absorption efficiency from contaminated soils, *Journal of toxicology and environmental health*, 48 : 93-106, 1996.
- European Commission. : Technical guidance documents in support of the commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and the commission regulation (EC) 1488/94 on risk assessment for existing substances.
- Groupe de travail « Sites et sols pollués : santé publique » : Méthode de calcul des VCI dans les sols - Version - en cours de publication.
- Johnson PC, Hertz MB, Byers DL, Kostecki P, Calabrese EJ, editors. Petroleum contaminated soil. Lewis Publishers, Inc; 1995; 22, Estimates for hydrocarbon vapor emissions resulting from service station remediations and buried gasoline-contaminated soils. p. 295.
- Joint Research Center, ECDIN : Environmental Chemicals Data and Information Network [computer program]. J.R.C. (Joint Research Center) & Commission of the European Community. Genève: Chemical Exchange Directory; 1993.
- Joint Research Center. IUCLID : International Uniform Chemical Information Database. [computer program]. J.R.C (Joint Research Center) & European Chemical Bureau. 1996.
- Jury WA, Spencer W.A., Farmer W.J. : Use of models for assessing relative volatility, mobility and persistence of pesticides and other trace organics in soil systems, *Hazard assessment of chemicals : current developments*, Vol. 2, 1983, ISBN 0-12-312402-6.
- Lyman, Reehl, Rosenblatt. Mc Graw Hill, editor. Handbook of chemical property estimation methods. Mc Graw Hill; 1990.
- OMS : International program on chemical safety, environmental health criteria, CD-Rom.
- Merck. Merck Index. In : Anonymous 11th ed. Rahway N.J. Merck & Co Inc. 1989: 1-1606.

- National Library of Medicine HSDB : Hazardous substances databank [CD-Rom]. USA : Silverplatter International, 1998.
- Paterson S., MacKay D. : A model of organic chemical uptake by plants from soil and the atmosphere, *Environmental Science and Technology*, Vol. 28, n°13, 2259-2266, 1994.
- Riederer M. : Estimating partitioning and transport of organic chemicals in the foliage-atmosphere system : Discussion of a fugacity-based model, *Environmental Science and Technology*, Vol. 24, n°6, 829-837, 1990.
- Thibodeaux L.J. : Landfarming of petroleum wastes-Modeling the air emission problem. *Environmental Progress* ;1(1):42-6, 1982.
- Trapp S., Mc Farlane : Plant contamination: Modeling and simulation of organic chemicals processes, Lewis Publishers, 1995.
- Trapp S., Matthies M. : *Chemodynamics and environmental modeling, an introduction*, 1997, ISBN 3-540-63096-1.
- Van den Berg R. : Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values, Netherlands: National Institute of Public Health and Environmental Protection Bilthoven, 1991/1994, 725201011.
- US EPA : Dermal exposure assessment: principles and applications. Interim report. 1992 ; EPA/600/8-91/011B.
- US EPA : Soil Screening Guidance : technical background document. 9355.4-17A, Washington,DC : Office of Emergency and Remedial Response, 1996.
- US EPA : Exposure factors handbook. Volume I: General factors. (1997) Update to Exposure factors handbook EPA 600/8-89/043-May 1989 (draft). Washington,DC : US Environmental Protection Agency.
- Veekam W., Ten Berge W. : The concepts of HESP, Reference Manual, Human exposure to soil pollutants, version 2.10a, Shell International Petroleum Maatschappij B.V., The Hague, 1994.

## ANNEXE 4

### CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES SUBSTANCES UTILES A LA DETERMINATION DE L'EXPOSITION

#### *Sommaire*

<b>1</b>	<b>Paramètres d'évaluation de l'exposition</b> .....	137
<b>2</b>	<b>Paramètres physico-chimiques</b> .....	137
<b>3</b>	<b>Comportement</b> .....	140
<b>4</b>	<b>Persistance</b> .....	141
<b>5</b>	<b>Bioaccumulation et métabolisme</b> .....	141





## 1 PARAMETRES D'EVALUATION DE L'EXPOSITION

L'aptitude d'une substance à contaminer l'environnement dépend de ses propriétés physico-chimiques, de son comportement dans les différents milieux environnementaux (air, eau, sédiments, sols), de sa capacité à séjourner dans ces milieux et à s'accumuler ou à se transformer dans les organismes vivants. Les paramètres caractérisant ces propriétés permettent d'évaluer l'exposition de l'environnement à la substance.

Les valeurs obtenues à température ambiante (20 ou 25 °C) ainsi que l'étendue de leur dispersion sont indiquées sous réserve de vraisemblance. En ce qui concerne les paramètres physico-chimiques, en l'absence de données, la mention « non disponible » est indiquée ; lorsque des données ne sont pas pertinentes vis-à-vis de la substance étudiée, la mention « non concerné » est indiquée.

**Choix des valeurs :** lorsque des valeurs différentes et vraisemblables d'un même paramètre sont disponibles dans la bibliographie, la préférence est donnée aux valeurs expérimentales (plutôt qu'aux valeurs estimées). Une moyenne (arithmétique ou géométrique selon les paramètres) est réalisée si plusieurs valeurs mesurées sont retenues.

Pour les substances à spéciation complexe, les valeurs des paramètres seront précisées pour chacun des types de forme de la substance.

## 2 PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

**Facteur de conversion :** dans des conditions de pression et de température données, le facteur permettant de convertir en mg/m<sup>3</sup> la concentration d'une vapeur dans l'air exprimée en ppm est égal à la masse  $m_{1ml}$  de 1 ml de vapeur rapportée à un volume de 1 m<sup>3</sup>.

$$m_{1ml} = m_{mol} / v_{mol(t,p)}$$

avec :

- $m_{mol}$  : masse molaire en g
- $v_{mol(t,p)}$  : volume molaire en l à température et pression données

A la pression standard de 101325 Pa,  $v_{mol} = 24,055$  l à 20 °C et 24,465 l à 25 °C.

La relation permettant de convertir des ppm en mg/m<sup>3</sup> est la suivante: 1 ppm =  $m_{1ml} \cdot mg/m^3$

**Seuil olfactif** (ppm) : concentration minimale de substance dans l'air ou dans l'eau à laquelle un nez humain peut être sensible.

**Masse molaire** (g/mol).

**Point d'ébullition :** le point d'ébullition normal est défini comme la température à laquelle la pression de vapeur saturante d'un liquide est égale à la pression atmosphérique standard (101 325 Pa). Le point d'ébullition mesuré dépend de la pression atmosphérique. Si aucune pression n'est indiquée, le résultat se rapporte à la pression standard (101 325 Pa). En unité SI, il s'exprime en Kelvin (K).  $T$  en Kelvin = 273,15 + T en degré Celsius (ligne Directrice 103 de l'OCDE).

**Densité** : la densité d'une substance est le quotient de sa masse volumique et de la masse volumique de l'eau pour une substance liquide ou de l'air pour une substance gazeuse. Elle est sans dimension.

**Tension superficielle** (N/m) : Constante exprimant la force due aux interactions moléculaires, qui s'exerce à la surface d'un liquide au contact d'une surface (liquide ou solide), et qui affecte sa dispersion sur la surface.

**Viscosité dynamique** : la viscosité est la propriété que possède une substance fluide d'absorber une contrainte au cours d'une déformation qui est fonction de la vitesse de déformation. De la même façon, la contrainte peut être considérée comme la cause qui détermine une vitesse de déformation. L'unité SI de la viscosité dynamique est le Pascal seconde (Pa.s) (ligne Directrice 114 de l'OCDE).

**Solubilité dans l'eau** (mg/l) (à température ambiante) : La solubilité dans l'eau d'une substance est la concentration massique de la substance dans l'eau à saturation ; elle est fonction de la température (ligne directrice 105 de l'OCDE).

La solubilité dans l'eau est exprimée en unité de poids par volume de solution. L'unité SI est le kg/m<sup>3</sup> ; on peut également utiliser le g/l ou le mg/l.

**Coefficient de partage (octanol/eau) Kow** : ce coefficient est défini comme le rapport des concentrations d'équilibre d'une substance dissoute dans un système à deux phases constitué de deux solvants qui ne se mélangent pratiquement pas.

Dans ce cas :  $Kow = C_{\text{octanol}} / C_{\text{eau}}$

Le coefficient de partage est donc le quotient de deux concentrations. Il est habituellement donné sous la forme de son logarithme à base dix (log Kow). (ligne Directrice 107 de l'OCDE).

**Coefficient de partage (carbone organique/eau) Koc (l/kg)** (pour les substances organiques) : il est égal au rapport entre la quantité adsorbée d'un composé par unité de masse de carbone organique du sol ou du sédiment et la concentration de ce même composé en solution aqueuse à l'équilibre. (Handbook of Chemical Property Estimation Methods, Lyman et al, 1990).

La tendance d'un composé à s'adsorber sur un sol dépend de ses propriétés physico-chimiques et de la teneur en carbone organique du sol ou des sédiments. Le Koc peut être utilisé pour déterminer la répartition d'un composé entre l'eau et le solide. Plus le Koc est élevé, plus la substance se liera préférentiellement à la phase solide du sol (ou des sédiments) par rapport à la phase aqueuse. Les valeurs de Koc déterminées sur des sols naturels seront préférées aux valeurs de Koc déterminées sur des substrats tels que des sols artificiels ou recomposés...

Les valeurs de Koc déterminées sur des sédiments pourront également être indiquées (il sera alors précisé que ces Koc sont relatifs aux sédiments).

Le Koc peut être déterminé :

- expérimentalement (ligne directrice 106 de L'OCDE),
- par calcul en utilisant les relations de type Structures Activités quantitatives (QSAR) qui permettent d'estimer le Koc à partir du Kow (Commission européenne, 1996).

**Coefficient de partage (sol ou sédiments/eau) Kd (l/kg) :** rapport entre la concentration en élément adsorbé sur le sol (ou sur les sédiments) et la concentration à l'état dissous dans l'eau, à l'équilibre. Il permet de quantifier l'adsorption sur le sol (ou les sédiments).

L'intensité de l'adsorption dépend des propriétés de l'élément étudié et de celles du sol (ou des sédiments). La valeur du Kd pouvant être très différente selon le type de sol utilisé pour faire la mesure, plusieurs valeurs (correspondant à différents types de sol) pourront être données.

(Soil Transport and Fate Database and Model Management System, Environmental System and Technologies, 1991).

Le Kd peut être déterminé :

- expérimentalement (ligne directrice 106 de L'OCDE),
- par calcul (seulement pour les substances organiques) en utilisant les relations de type Structures Activités quantitatives (QSAR) qui permettent d'estimer le Kd à partir du Koc ou à partir du Kow (Commission européenne, 1996).

En première approche, la formule suivante peut être utilisée<sup>15</sup> :

$$Kd\_comp (l/kg) = Foc\_comp (nature du sol) * Koc (nature du sol)$$

avec, comme valeurs :

- Foc\_mes = 0,1 kgoc/kgsolid (MES : matière en suspension),
- Foc\_sed = 0,05 kgoc/kgsolid,
- Foc\_sol = 0,02 kgoc/kgsolid.

Ces deux derniers paramètres (Foc et Koc) sont très dépendants de la nature du sol (sédiments, argile, sable, etc.). Les études expérimentales à partir desquelles seront choisies leurs valeurs doivent, dans la mesure du possible, avoir été réalisées sur les mêmes types de sols.

**Pression de vapeur (Pa) :** la pression de vapeur est la pression de saturation au-dessus d'une substance liquide ou solide.(ligne Directrice 104 de l'OCDE).

A l'équilibre thermodynamique, la pression de vapeur est seulement fonction de la température.

**Constante de Henry (Pa.m<sup>3</sup>/mol) :** cette constante caractérise la propriété d'une substance à se partager entre les deux phases d'un système binaire air/eau (Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, Verschueren, 1996).

Elle peut aussi être exprimée sans unité ou en atm.m<sup>3</sup>/mol (1 atmosphère (atm) = 101 325 Pa). Elle peut être estimée par la formule H (constante de Henry) = P/S avec P (pression de vapeur) en Pa. et S (solubilité) en mol/m<sup>3</sup>. Dans le choix de la valeur, la préférence sera donnée à une valeur expérimentale.

---

<sup>15</sup> D'après Commission européenne (1996) - Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg. CR-48-96-001-EN-C; CR-48-96-002-EN-C; CR-48-96-003-EN-C; CR-48-96-004-EN-C

**Coefficient de diffusion dans l'air (ou dans l'eau)** ( $\text{cm}^2/\text{s}$ ) (à température ambiante) constante décrivant le mouvement de la substance dans la phase gazeuse (ou liquide) en réponse à une différence de concentration dans la phase gazeuse (ou liquide). (Soil Transport and Fate Database and Model Management System, Environmental System and Technologies, 1991).

**Coefficient de diffusion à travers le PEHD** (Polyéthylène Haute Densité) ( $\text{m}^2/\text{j}$ ) : constante décrivant la perméabilité du polluant à travers les canalisations d'eau potable (en PEHD). Ce sont principalement les polluants organiques volatils qui sont concernés par la perméation dans le PEHD.

**Coefficient de perméabilité cutanée depuis l'eau** ( $\text{cm}/\text{h}$ ) : vitesse à laquelle un polluant dissous dans l'eau pénètre dans la peau. (Dermal Exposure Assessment : Principales and Applications, US EPA, 1992).

### 3 COMPORTEMENT

Le comportement de la substance chimique dans les différents compartiments environnementaux est présenté. Il est caractérisé par la solubilité dans l'eau, la mobilité dans les sols et la volatilité.

#### La solubilité dans l'eau

Selon la directive 67/548/CEE, une substance chimique est considérée comme insoluble si la solubilité est inférieure à 1 mg/l.

#### La mobilité dans les sols

Selon le Comité de liaison Ministère chargé de l'environnement/Ministère de l'Agriculture (document du 01/08/1994), une substance est considérée :

- mobile si le Koc est inférieur à 100,
- moyennement mobile si le Koc est compris entre 100 et 500,
- très peu mobile si le Koc est supérieur à 500.

#### La volatilité

Selon la norme NFX 31-251, une substance chimique est considérée comme volatile si la pression de vapeur est supérieure à 0,0133 Pa ou si la constante de la loi de Henry est supérieure à 1 (nombre sans unité).

### 4 PERSISTANCE

La persistance d'une substance chimique est caractérisée par sa durée de vie (DT (**Dissipation Time**)) dans les différents compartiments environnementaux et le type de dégradation qu'elle subit (type de réaction, conditions environnementales, produits de dégradation...).

Pour les substances à spéciation complexe, le type de formes rencontrées dans les différents compartiments environnementaux peut être également décrit dans cette partie; les réactions chimiques permettant le passage d'une forme à l'autre sont également fournies.

Le **DT<sub>50</sub>** et le **DT<sub>90</sub>** correspondent au temps nécessaire pour dégrader 50 % et 90 % de la substance chimique (Directives 95/36/CE et 91/414/CEE). La dégradation peut être primaire (simple disparition de la substance) ou **totale** (métabolisation de la substance).

Selon la Directive 91/414/CEE, une substance est considérée :

- persistante si le DT<sub>50</sub> est supérieur à 90 jours,
- moyennement persistante si le DT<sub>50</sub> est compris entre 30 et 90 jours,
- non persistante si le DT<sub>50</sub> est inférieur à 30 jours.

### Dégradation abiotique

Plusieurs voies de dégradation abiotique existent telle que la photodégradation, l'hydrolyse.

### Biodégradation

Pour estimer le potentiel de biodégradation d'une substance, il est possible de tester :

- sa biodégradabilité facile (lignes directrices 301 A-F de l'OCDE),
- sa biodégradabilité inhérente (lignes directrices 302 A-C de l'OCDE),
- sa biodégradabilité lors d'essais de simulation (ligne directrice 303 de l'OCDE).

Les tests de biodégradation facile sont basés soit sur la mesure de la disparition du COD (carbone organique dissous), soit sur la mesure du dégagement de CO<sub>2</sub> ou sur la mesure de la consommation d'oxygène.

Selon la directive 67/548/CEE, une substance est considérée facilement biodégradable si les critères suivants sont vérifiés :

Lors d'études de biodégradation sur 28 jours, les niveaux de dégradation ci-après doivent être atteints 10 jours après le début de la dégradation<sup>16</sup>:

- 70 % de dégradation pour les essais basés sur le carbone organique dissous,
- 60 % de dégradation pour les essais basés sur la déperdition d'oxygène ou la production de gaz carbonique.

## 5 BIOACCUMULATION ET METABOLISME

Le métabolisme d'une substance chimique correspond à son devenir dans l'organisme et plus particulièrement à sa transformation en métabolites.

**La bioaccumulation d'une substance chimique** correspond à l'augmentation de sa concentration dans un organisme vivant par rapport à sa concentration dans le milieu environnant, en intégrant les apports via l'eau, les sédiments, l'air, le sol et la nourriture.

La bioaccumulation est estimée par le **facteur de bioconcentration (BCF)** qui est le rapport de la concentration dans l'organisme vivant sur la concentration dans le milieu.

---

<sup>16</sup> Le début de la dégradation est considéré comme étant le moment où 10 % de la substance testée est dégradée.

Le **facteur de bioconcentration** (BCF) peut être déterminé :

- expérimentalement (ligne directrice 305 de l'OCDE pour les poissons),
- par calcul (pour les substances organiques) en utilisant les relations de type Structures Activités quantitatives (QSAR) qui permettent d'estimer le BCF à partir du Kow (Commission européenne, 1996).

Selon la Directive 67/548/CEE, une substance n'est pas considérée comme bioaccumulable si le BCF est inférieur à 100 ou si le log décimal de son coefficient de partage octanol/eau est inférieur à 3.

## ANNEXE 5

### NOTIONS DE TOXICOLOGIE A L'USAGE DES EVALUATEURS DE RISQUES

#### *Sommaire*

<b>1</b>	<b>Toxicité aiguë</b> .....	145
<b>2</b>	<b>Toxicité chronique</b> .....	145
2.1	Effets systémiques non cancérogènes .....	145
2.2	Effets cancérogènes .....	146
2.3	Caractère génotoxique .....	148
2.4	Effets sur la reproduction et le développement .....	148
<b>3</b>	<b>Valeurs Toxicologiques de Référence</b> .....	149
3.1	Effets systémiques non cancérogènes ou effets cancérogènes avec seuil-proche OMS.....	149
3.2	Effets cancérogènes sans seuil.....	150
3.3	Facteurs d'Equivalence Toxique (FET).....	152





## 1 TOXICITE AIGUË

La toxicité aiguë d'une substance chimique se caractérise par une exposition de courte durée à une dose (concentration) forte, généralement unique.

Dans les études expérimentales chez l'animal, la toxicité aiguë se détermine par la  $DL_{50}$  (par voie orale - voie dermique) et la  $CL_{50}$  (par inhalation) :

- la  $DL_{50}$  (dose létale médiane) est la dose unique, déduite statistiquement, censée provoquer la mort de 50 % des animaux auxquels la substance a été administrée. La valeur de la  $DL_{50}$  est exprimée en masse de la substance étudiée rapportée à l'unité de masse corporelle des animaux soumis à l'expérimentation (mg/kg). (JOCE n°L383A),
- la  $CL_{50}$  (concentration létale médiane) est la concentration d'une substance, déduite statistiquement, qui devrait provoquer au cours d'une exposition ou, après celle-ci, pendant une période définie la mort de 50 % des animaux exposés pendant une durée déterminée. La valeur de la  $CL_{50}$  est exprimée en masse de substance étudiée rapportée à un volume standard d'air. (JOCE n° L383A).

## 2 TOXICITE CHRONIQUE

**La toxicité chronique** correspond aux effets d'une administration répétée à long terme et à faibles doses. Ces doses sont insuffisantes pour provoquer un effet immédiat, mais la répétition de leur absorption sur une longue période de temps a des effets délétères. Dans le cas d'une administration répétée à court terme, on parle de **toxicité subaiguë ou subchronique**.

L'identification des dangers implique de préciser : les effets systémiques non cancérogènes, les effets cancérogènes, le caractère génotoxique des substances chimiques et leurs effets sur la reproduction et le développement (en particulier les effets tératogènes).

Les principales études disponibles chez l'animal et chez l'homme seront analysées et retenues selon leur pertinence (qualité de l'étude, relation dose-effet...). Ces études sont accessibles par les banques de données toxicologiques et épidémiologiques (OMS, US EPA, ATSDR, TERA...) qui fournissent principalement à l'évaluateur la ou les Valeur(s) Toxicologique(s) de Référence (VTR) par type d'effet (non cancérogène, cancérogène) et selon chaque voie d'exposition (inhalation, ingestion).

### 2.1 EFFETS SYSTEMIQUES NON CANCERIGENES

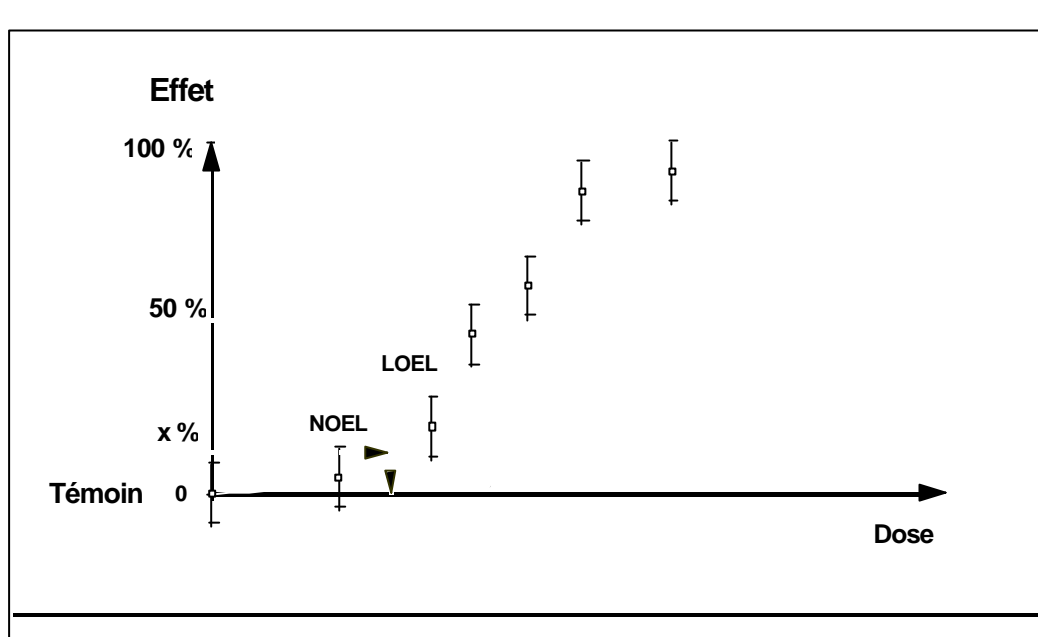
Les effets systémiques non cancérogènes résultent d'une action toxique qui se manifeste au niveau des sites éloignés de l'endroit de contact initial.

Lorsqu'ils sont connus le NOEL, NOAEL, LOEL et LOAEL sont indiqués. Ces valeurs sont utilisées comme base de détermination des VTR. Le vocabulaire toxicologique utilisé par les banques de données est explicité ci-après.

NOAEL - No Observed Adverse Effect Level (Dose sans effet nocif observé) : désigne la dose ou la concentration la plus élevée n'ayant pas provoqué un effet nocif observé - par rapport à un groupe témoin - au cours d'une expérimentation animale ou d'une étude épidémiologique.

LOAEL - Lowest Observed Adverse Effect Level (Dose minimale pour un effet nocif observé) : désigne la dose ou la concentration la plus faible ayant provoqué un effet nocif observé - par rapport à un groupe témoin - au cours d'une expérimentation animale ou d'une étude épidémiologique.

Figure 4 : détermination des NOEL et des LOEL



Relation dose-réponse classique. L'effet augmente en fonction de la dose, la  $DE_{50}$  (dose d'effet 50) est la dose calculée correspondant à 50 % d'effet. Les niveaux LOEL et NOEL sont des doses d'essai pour lesquelles la réponse du groupe d'animaux est comparée avec le témoin à l'aide d'un test statistique d'hypothèse. La vraie dose sans effet, dont on ne peut prouver l'existence, est inconnue mais peut être assimilée par approximation au NOEL. On peut également utiliser l'équation de la courbe ce qui permet de calculer le niveau d'effet en fonction de la dose, la dose correspondant à un effet  $x$  est la  $DE_x$

Ces seuils sont issus d'expérimentations animales, d'études épidémiologiques, d'essais de toxicologie clinique.

Les données utilisées devront décrire : la voie d'absorption principale, le taux d'absorption le ou les organes cibles principaux et les symptômes cliniques. Il en sera de même pour les voies d'absorption secondaires pour lesquelles le taux d'absorption, le ou les cibles et les symptômes cliniques seront précisés.

## 2.2 EFFETS CANCERIGENES

Une substance est cancérogène si :

- elle induit des tumeurs (bénignes ou malignes),
- elle augmente leur incidence,
- elle accélère leur apparition.

Conventionnellement, on classe les cancérogènes en fonction de leur mécanisme d'action présumé : génotoxique ou non génotoxique

Les classifications de l'Union européenne, du CIRC/IARC et de l'US EPA doivent être mentionnées lorsqu'elles peuvent être utilisées.

La date d'établissement de la classification lorsqu'elle est connue est indiquée. Toute démarche engagée pour la révision de cette classification sera signalée.

- Classification de l'Union européenne (JOCE L110A) :
  - **première catégorie** : substances que l'on sait être cancérogènes pour l'homme. On dispose de suffisamment d'éléments pour établir l'existence d'une relation de cause à effet entre l'exposition de l'homme à de telles substances et l'apparition d'un cancer.
  - **deuxième catégorie** : substances devant être assimilées à des substances cancérogènes pour l'homme. On dispose de suffisamment d'éléments pour justifier une forte présomption que l'exposition de l'homme à de telles substances peut provoquer un cancer. Cette présomption est généralement fondée, sur des études à long terme sur l'animal et sur d'autres informations appropriées,
  - **troisième catégorie** : substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation satisfaisante. Il existe des informations issues d'études adéquates sur les animaux, mais elles sont insuffisantes pour classer la substance dans la deuxième catégorie.
- Classification du Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC/IARC/OMS) :
  - **Groupe 1** : l'agent (ou le mélange) est cancérigène pour l'homme,
  - **Groupe 2A** : l'agent (ou le mélange) est probablement cancérigène pour l'homme. Il existe des indices limités de cancérogénicité chez l'homme et des indices suffisants de cancérogénicité pour l'animal de laboratoire,
  - **Groupe 2B** : l'agent (ou le mélange) pourrait être cancérigène pour l'homme,
  - **Groupe 3** : l'agent (ou le mélange) ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme,
  - **Groupe 4** : l'agent (ou le mélange) n'est probablement pas cancérigène pour l'homme.
- Classification de l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (US EPA) :
  - **classe A** : substance cancérigène pour l'homme,
  - **classe B1** : substance probablement cancérigène pour l'homme. Des données limitées chez l'homme sont disponibles,
  - **classe B2** : substance probablement cancérigène pour l'homme. Il existe des preuves suffisantes chez l'animal et des preuves non adéquates ou pas de preuve chez l'homme,
  - **classe C** : cancérigène possible pour l'homme,
  - **classe D** : substance non classable quant à sa cancérogénicité pour l'homme,
  - **classe E** : substance pour laquelle il existe des preuves de non cancérogénicité pour l'homme.

### 2.3 CARACTERE GENOTOXIQUE

La génotoxicité d'une substance regroupe les effets potentiellement défavorables d'une substance sur le matériel génotoxique (ADN).

La classification de la substance est établie par l'Union européenne (JOCE L110A) selon les critères suivants :

- **première catégorie** : substances que l'on sait être mutagènes pour l'homme. On dispose de suffisamment d'éléments pour établir l'existence d'une relation cause à effet entre l'exposition de l'homme à de telles substances et des défauts génétiques héréditaires,
- **deuxième catégorie** : substances devant être assimilées à des substances mutagènes pour l'homme. On dispose de suffisamment d'éléments pour justifier une forte présomption que l'exposition de l'homme à de telles substances peut entraîner des défauts génétiques héréditaires. Cette présomption est généralement fondée sur des études sur l'animal et sur d'autres informations appropriées,
- **troisième catégorie** : substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets mutagènes. Des études appropriées de mutagénicité ont fourni des éléments, mais ils sont insuffisants pour classer la substance dans la deuxième catégorie.

## 2.4 EFFETS SUR LA REPRODUCTION ET LE DEVELOPPEMENT

Le terme de « toxicité pour la Reproduction » recouvre les domaines de la reproduction, de la fertilité et de la tératogénicité.

La tératogénicité concerne les effets néfastes que peut avoir une substance sur le développement de l'embryon et du fœtus.

Les effets sur la reproduction peuvent apparaître après une durée d'exposition relativement courte, durant une période sensible comme celle de la gestation par exemple.

Lorsqu'ils sont connus, le NOEL, NOAEL, LOEL, LOAEL sont mentionnés.

## 3 VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE

### 3.1 EFFETS SYSTEMIQUES NON CANCERIGENES OU EFFETS CANCERIGENES AVEC SEUIL-APPROCHE OMS<sup>17</sup>

#### 3.1.1 DEFINITIONS DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE L'OMS

Les Doses Journalières Admissibles (**DJA**) sont établies par le JECFA et le JMPR pour les additifs alimentaires et les résidus de pesticides dont la présence dans les aliments répond à des besoins techniques ou qui sont nécessaires pour la protection des plantes.

Dans le cas des substances chimiques qui n'ont généralement pas de fonction particulière dans l'environnement, l'expression Dose Journalière Tolérable (**DJT**) semble plus appropriée que « Dose

---

<sup>17</sup> L'existence ou non d'un seuil de toxicité fait aujourd'hui l'objet de débats. Certains pays européens ont ainsi défini des seuils d'effet pour un certain nombre de ces substances. L'US EPA considère en revanche ce type d'effet comme sans seuil. Lorsqu'il existe une telle différence d'approche des VTR, qui n'a pas fait l'objet d'un consensus scientifique, il est recommandé de conduire les deux approches en parallèle (à seuil et sans seuil). Exemple type : approches EPA et OMS pour les dioxines

Journalière Admissible » car il s'agit plutôt d'une dose permise au vu des connaissances disponibles que d'une dose acceptable.

Toutefois, il convient de noter que DJA et DJT peuvent être parfois confondues.

- **Dose Journalière Tolérable** : estimation de la dose qui peut être absorbée pendant toute la vie sans risque appréciable pour la santé. Elle peut avoir différentes valeurs selon la voie de pénétration. Elle s'exprime en masse de substance absorbée par masse corporelle et par jour. Cette dose tolérable peut être journalière (**DJT**), hebdomadaire (**DHT**).

Pour l'inhalation, on parle de Concentration Admissible dans l'Air (**CAA**) (WHO - Environmental Health Criteria 170 - 1994 - section 2.4). Elle s'exprime en masse de substance par m<sup>3</sup> d'air inhalé. On peut également parler de valeurs guides ou de valeurs limites dans l'air (WHO - Guidelines for air quality, Geneva, 1999).

### 3.1.2 DEFINITIONS DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE L'US EPA

- **Dose de référence (RfD)** : estimation de l'exposition par ingestion d'une population humaine (y compris les sous-groupes sensibles) qui, vraisemblablement, ne présente pas de risque appréciable d'effets néfastes durant une exposition chronique (selon l'EPA au moins 7 ans). Elle s'exprime en masse de substance par unité de masse corporelle et par jour.
- **Concentration de référence (RfC)** : estimation de l'exposition par inhalation continue d'une population humaine (y compris les sous-groupes sensibles) sans risque appréciable d'effets néfastes durant une exposition chronique. Elle s'exprime en masse de substance par unité de volume d'air inhalé.

### 3.1.3 DEFINITIONS DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE L'ATSDR

Cet organisme propose des valeurs de référence appelées « **Minimum Risk Level** » (**MRL**) pour des voies d'exposition données (inhalation, voie orale) et pour des durées d'exposition spécifique : aiguë (1 à 14 jours), subchronique (15 à 364 jours) et chronique (365 jours et plus). Les MRL<sub>s</sub> sont définis pour les effets non cancérogènes sur la base de données pertinentes permettant d'identifier l'organe cible et/ou les effets les plus sensibles pour la santé.

Un **MRL** est une estimation de l'exposition humaine journalière à une substance chimique qui est probablement sans risque appréciable d'effets néfastes non cancérogènes sur la santé pour une durée spécifique d'exposition.

## 3.2 EFFETS CANCERIGENES SANS SEUIL

L'effet cancérogène d'une substance sans seuil est exprimé par la notion **d'Excès de Risque Unitaire** :

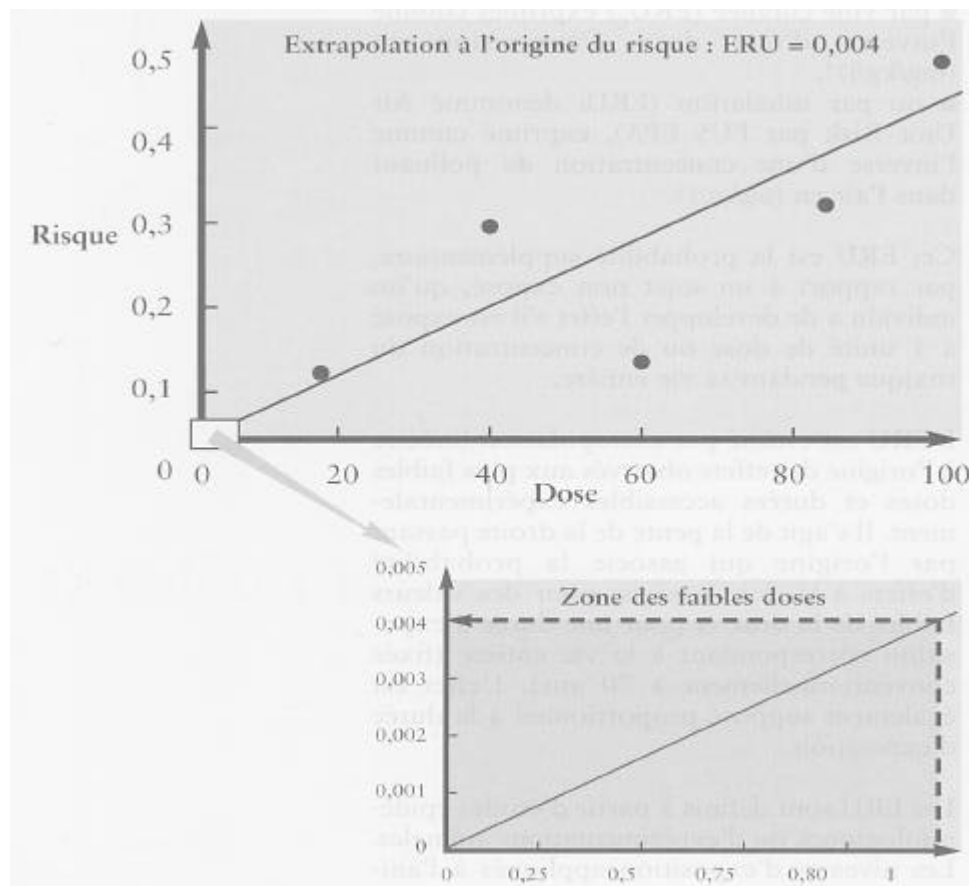
- par voie orale (ERU<sub>o</sub> dénommé Oral Unit Risk par l'US EPA),
- par voie cutanée (ERU<sub>c</sub>) exprimé comme l'inverse d'une dose d'exposition en (mg/kg/j)<sup>-1</sup>,
- ou par inhalation (ERU<sub>i</sub> dénommé Air Unit Risk par l'US EPA), exprimé comme l'inverse d'une concentration de polluant dans l'air en (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>.

Cet ERU est la probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu a de développer l'effet s'il est exposé à 1 unité de dose ou de concentration du toxique pendant sa vie entière.

L'ERU est estimé par extrapolation linéaire à l'origine des effets observés aux plus faibles doses et durées accessibles expérimentalement. Il s'agit de la pente de la droite passant par l'origine qui associe la probabilité d'effets à la dose toxique pour des valeurs faibles de la dose et pour une durée d'exposition correspondant à la vie entière (fixée conventionnellement à 70 ans). L'effet est également supposé proportionnel à la durée d'exposition.

Les ERU sont définis à partir d'études épidémiologiques ou d'expérimentations animales. Les niveaux d'exposition appliqués à l'animal sont convertis « en niveaux d'exposition équivalents pour l'homme » à partir de facteurs de sécurité ou dans certains cas de résultats de modélisations toxicocinétiques à base physiologique. Les études animales étant menées à des niveaux d'exposition élevés permettant une observation expérimentale des effets pendant des durées relativement courtes, des modèles d'extrapolation hautes doses - basses doses sont employés pour dériver le niveau de réponse attendu à des niveaux d'exposition représentatif de notre environnement général.

Figure 5 : extrapolation hautes doses - basses doses



Les modèles d'extrapolation utilisés sont protecteurs : ils visent à protéger les populations, y compris les plus sensibles, sur une durée de vie entière. Un seul ERU est donc défini quel que soit le type d'individu.

Il existe différents types de modèles d'extrapolation aux faibles doses. Certains s'appuient sur la représentation des hypothèses biologiques (éléments issus de la pharmacocinétique par exemple). Si ces différents modèles s'appliquent correctement aux résultats des essais expérimentaux (correspondant au domaine observable), en revanche, à des niveaux de risque acceptables (correspondant à des niveaux d'exposition faibles), l'estimation des niveaux d'exposition correspondants peut être très différente d'un modèle à un autre. Faute de pouvoir valider un modèle plutôt qu'un autre aux faibles niveaux d'exposition, la meilleure manière de fonder le choix du modèle repose sur la compréhension des phénomènes biologiques sous-jacents.

Les VTR sont définies par des groupes d'experts compétents en la matière. Différents organismes internationaux (OMS...) et divers pays dotés d'une structure «environnement-santé» mènent ce type de travaux (USA, Pays-Bas...).

Concrètement, on trouve dans les bases de données, en particulier celles de l'OMS et de l'US EPA, des estimations des excès de risque unitaire accompagnées d'informations sur les études ayant servi à établir la VTR.

### 3.3 FACTEURS D'EQUIVALENCE TOXIQUE (FET)

Dans les cas de certaines substances comme les dioxines et les hydrocarbures aromatiques polycycliques HAP, des Facteurs d'Equivalence Toxique (FET) sont utilisés afin de tenir compte de la dangerosité des substances en mélange, en référence à la substance la plus toxique et souvent la plus étudiée du mélange. Le FET d'une substance est l'inverse du rapport de sa dose toxique à celle du produit de référence ou bien le rapport de son ERU avec celui de la référence. La référence pour les HAP est le benzo(a)pyrène (B(a)P) et pour les dioxines le 2,3,7,8-tétrachlorodibenzodioxine (2,3,7,8-TCDD).

Par exemple, l'US EPA propose pour le benzo(a)pyrène un excès de risque unitaire vie entière pour la voie orale de 7,3 par  $(\text{mg/kg/j})^{-1}$ . Cette VTR est fondée sur les résultats d'expérimentations animales montrant un excès de cancers digestifs suite à l'ingestion de nourriture contaminée par le B(a)P. Cette agence ne propose pas d'excès de risque unitaire pour les autres HAP cancérigènes. Leur risque respectif peut être évalué à partir de la notion de FET. Différents FET sont décrits dans la littérature pour les HAP, par l'US EPA (1993 et cité par l'ATSDR, 1997), par Hempfling (1997), par Baars (2000), par Nisbet et Lagoy (1992) et par l'OMS (WHO, 1998). L'OMS propose un ERU vie entière par inhalation déterminée à partir de données humaines (épidémiologie en milieu professionnel) de  $8,7 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ . Il est basé sur l'augmentation de l'incidence des cancers du poumon dans la population exposée. Cette valeur a été reprise par le CSHPF dans son avis relatif au projet de directive concernant la pollution de l'air ambiant par les HAP. Elle est devenue réglementaire par la circulaire de la DGS en 1998. Le tableau ci-dessous résume les études proposant des valeurs de Facteurs d'Equivalence Toxique pour les HAP. On remarque que les FET proposés par l'US EPA (1993) ne concernent que les HAP classés B2 par l'EPA, et 2B, 2A par le CIRC.

Attention : le classement du naphthalène au moment de l'écriture de ce guide est en cours de révision par l'EPA. L'UE vient de le classer en cancérigène de catégorie 3.

Tableau 23 : récapitulatif d'études proposant des valeurs de facteurs d'équivalence toxique (FET) pour les HAP

Substances	FET					Classification		
	US EPA (1993)	Nisbet et Lagoy (1992)	Baars (2000)	UMS (Hempfling & al. 1997)	WHO (1998)	UE	US EPA	CIRC/IARC
Dibenzo(a,h)anthracène	1,0	5	1	1	0,89-5	Cat. 2	B2	2A
Benzo(a) pyrène	1,0	1,0	1	1	1		B2	1
Benzo(a)anthracène	0,1	0,1	0,1	0,1	0,014-0,145		B2	2A
Benzo(b)fluoranthène	0,1	0,1	0,1	1	0,1 - 0,141	Cat. 2	B2	2B
Benzo(k)fluoranthène	0,01	0,1	0,1	0,1	0,01 - 0,1	Cat. 2	B2	2B
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0,1	0,1	0,1	0,01	0,067 – 0,232	Cat. 2	B2	2B
Anthracène	<i>nr</i>	0,01	<i>nc</i>	0,01	0,28 - 0,32		D	3
Benzo(g,h,i)perylène	<i>nr</i>	0,01	<i>nc</i>	0,01	<i>nr</i>		D	3
Chrysène	0,001	0,01	0,01	0,01	0,001-0,1	Cat. 2	B2	3
Acenaphthène	<i>nr</i>	0,001	0,01	0	<i>Nr</i>			
Acenaphthylène	<i>nr</i>	0,001	0,001	0,01	<i>nr</i>		D	
Fluranthène	<i>nr</i>	0,001	0,01	0,01	0,001-0,01		D	3
Fluorène	<i>nr</i>	0,001	<i>nc</i>	0	<i>nr</i>		D	3
Naphtalène ( <i>en révision</i> )	<i>nr</i>	0,001	<i>nc</i>	0	<i>nr</i>	<i>Cat.3</i>	C	
Phénanthrène	<i>nr</i>	0,001	0,001	0	<i>nr</i>		D	3
Pyrène	<i>nr</i>	0,001	0,001	<i>nr</i>	<i>nr</i>		D	3

*nc* : non considéré comme cancérogène dans l'étude, *nr* : non renseigné dans l'étude