



# EVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES : PRINCIPES, INTÉRÊT ET LIMITES



L'évaluation des risques est une démarche structurée développée par l'Académie des sciences américaine au début des années 80. Celle-ci la définit comme « une démarche méthodique de synthèse des connaissances scientifiques disponibles en vue d'évaluer les effets sur la santé résultant d'une exposition d'une population ou d'individus à une substance, un agent ou une situation dangereuse » (NAS, 1983). Elle s'est peu à peu imposée au niveau international comme l'outil de référence pour évaluer les risques sanitaires chimiques, biologiques et radiologiques liés à l'environnement. Elle est en revanche peu appropriée aux phénomènes globaux comme les risques climatiques ou aux risques forts de manière générale (impacts immédiats des accidents industriels par exemple).

Le **danger** d'un agent physique, chimique ou biologique correspond à l'effet sanitaire néfaste qu'il peut engendrer sur un individu lorsqu'il est mis en contact avec celui-ci.

Le **risque** est la probabilité de survenue d'un effet néfaste indépendamment de sa gravité.

Dans le cas d'expositions passées, l'objectif de la démarche d'évaluation rétrospective est de savoir si ces expositions peuvent être à l'origine de pathologies observées ou non dans la population, d'examiner la pertinence d'une étude épidémiologique, d'un dépistage, etc.

De manière prospective, la démarche est utilisée dans le cadre d'études d'impact ou pour des sites pollués, avant la mise en place d'installations ou d'aménagements afin d'évaluer leur futur impact sur la santé des populations concernées.

Elle est également employée dans le cadre d'expositions actuelles pour orienter vers d'éventuelles mesures correctives.

Par ailleurs, elle peut être utilisée :

- pour des expositions aiguës (de courte durée),
- pour des expositions chroniques (de longue durée),
- à l'échelle locale, autour d'une installation industrielle,
- à l'échelle nationale ou supranationale dans le cadre de l'utilisation d'un produit par exemple, ou encore pour évaluer l'impact d'une décision réglementaire.

L'objectif global de la démarche est de guider la décision en situation d'incertitude de manière cohérente et transparente. Elle passe par la mesure mais également par la modélisation du réel, c'est-à-dire la réunion et la synthèse des données scientifiques disponibles (process industriels, devenir des polluants dans l'environnement, comportement des populations, épidémiologie, toxicologie, etc.).

L'évaluation des risques comporte, après une description de la situation, les quatre étapes suivantes :

- 1. l'identification** du potentiel dangereux du ou des agents concernés, indépendamment de la probabilité d'apparition d'effets néfastes ;
- 2. l'estimation** de la relation dose-effet ou dose-réponse qui vise à quantifier la relation entre la dose d'exposition et la réponse de l'organisme ou sa probabilité de réponse ;
- 3. l'évaluation des expositions** qui permet d'identifier les populations qui ont été, sont, ou seront en contact avec l'agent dangereux ainsi que les voies, niveaux et durées d'exposition correspondants ;
- 4. la caractérisation du risque** qui constitue l'étape de synthèse de la démarche, de présentation et de discussion des résultats.

Actuellement, dans le vocabulaire européen, les deux premières étapes sont souvent rassemblées en une phase appelée *caractérisation des dangers*.

Cette fiche présente les limites propres à chacune de ces étapes. ■



## 1. Identification du potentiel dangereux

Cette première étape se décompose en deux parties :

- le recensement des agents physiques, chimiques ou biologiques présents dans le contexte donné et susceptibles d'être en contact avec les populations ;
- le recensement des effets indésirables que ces agents sont capables de provoquer chez les individus.

### Recensement des agents en cause

Cette étape consiste à lister l'ensemble des substances ou agents présents dans les milieux et auxquels les populations étudiées sont potentiellement exposées. Elle comprend donc une évaluation des émissions, mais également des diffusions, transports, transferts et transformations dans les milieux. L'exhaustivité est souvent difficile à cette étape du fait des carences de connaissance, d'une grande complexité des situations et potentiellement d'un manque de temps.

En effet, en dehors des situations accidentelles, les contaminations des milieux de vie sont en général faibles, mais fréquemment variables dans le temps et l'espace (air par exemple). Par ailleurs, certains milieux tels que les sols peuvent se comporter comme de véritables réacteurs chimiques dont le fonctionnement et les substances qui en sont issues sont difficiles à analyser. Ce constat, complété par des difficultés d'ordre métrologiques\* et/ou méthodologiques (seuils de détection, coûts des analyses, modélisation des transferts de polluants, etc.), rend souvent délicat le recensement précis des agents susceptibles d'être présents dans les milieux d'exposition.

**L'épidémiologie** est la science qui étudie la distribution, la fréquence et les déterminants des maladies, des blessures ou de tout autre problème de santé auprès d'une population. L'épidémiologie tente de décrire les différents facteurs (biologiques, environnementaux, mode de vie, soins de santé) qui influencent la santé en recherchant les causes et/ou les interventions efficaces.

La **toxicologie** est la science qui étudie les effets néfastes des substances chimiques sur un organisme vivant, l'animal le plus souvent. Elle suit des protocoles expérimentaux décrits et validés au niveau international. Elle tente de décrire, en fonction des niveaux de doses d'exposition chez l'animal, les différents types d'effets néfastes observés et/ou leur probabilité de survenue.

### Recensement des effets indésirables

Il s'agit dans cette étape d'analyser la force et la cohérence des données disponibles pour identifier le potentiel dangereux des agents présents. Les effets indésirables peuvent être de nature et de gravité très variées : il peut s'agir par exemple de cancers, de gastro-entérites banales ou de simples désagréments. Ceux-ci doivent donc toujours être bien définis.

#### ► Les études épidémiologiques

Elles constituent l'outil de référence pour établir une association entre une cause et la survenue d'une maladie au sein d'une population. Elles sont toutefois peu adaptées à la mise en évidence d'effets multifactoriels ou correspondant à des expositions à faibles doses. Les associations sont en effet dans ce cas difficiles à mettre en évidence et très sensibles aux erreurs de différentes natures. Le nombre d'individus nécessaire pour les établir de manière statistiquement significative est parfois supérieur au nombre de personnes exposées. Par ailleurs, elles sont en général coûteuses et longues, surtout pour l'étude des dangers à latence longue.

Néanmoins, des études épidémiologiques ont permis, en s'intéressant à des populations plus fortement exposées comme les travailleurs ou les populations soumises à une catastrophe, de montrer une association entre la survenue d'une pathologie et l'exposition à un agent dangereux, voire d'en déduire des relations dose-réponse ou dose-effet qui sont ensuite utilisées dans les évaluations de risques. Il en est ainsi des connaissances sur les effets des radiations ionisantes qui ont pu être largement documentés grâce aux études effectuées auprès des mineurs de l'uranium et des populations d'Hiroshima et Nagasaki.

#### ► Les études toxicologiques

Les études toxicologiques expérimentales sur animaux de laboratoire constituent la deuxième source d'information dans les évaluations de risque, et la source majeure. Elles sont plus faciles à mettre en œuvre, moins coûteuses et mieux contrôlables quant aux différents facteurs interférents que les études épidémiologiques. Néanmoins, afin de pouvoir observer et quantifier les effets produits par un agent sur un nombre réduit d'animaux, les doses d'exposition employées dans les études toxicologiques sont supérieures à celles des situations environnementales réelles. On peut dans certains cas être confronté au risque de faire apparaître des actions toxiques masquant des effets cancéreux par exemple, lesquels pourraient apparaître au sein des populations exposées en situation réelle.

## 2. L'estimation de la relation dose-effet ou dose-réponse

L'utilisation des résultats des études toxicologiques ou épidémiologiques est dans les deux cas soumise à hypothèses et limites (voir encadré correspondant).

L'identification du potentiel dangereux d'une situation se complexifie encore lorsque l'on a affaire –et c'est souvent le cas– à des expositions à des agents multiples, de même nature (plusieurs substances chimiques par exemple) ou de nature différente, physique, chimique ou biologique. En dehors de quelques cas (radon et tabac par exemple), les phénomènes d'interactions entre agents dangereux sont très mal connus. Leurs effets peuvent être additifs, synergiques ou antagonistes. Les phénomènes de promotion –accroissement de l'action d'un agent par un autre agent qui, en lui-même, n'a pas d'effet observé– sont également peu connus. Néanmoins, des développements méthodologiques sont en cours afin de pouvoir prendre en compte simultanément différentes voies d'exposition et différents agents dangereux avec leurs interactions éventuelles. ■

On parle de **synergie** lorsque l'action de deux agents dangereux combinés est supérieure à la somme de leurs effets individuels.

On parle d'**antagonisme** lorsque l'effet combiné de deux agents dangereux est moindre que la somme de leurs effets individuels.

### Principales limites liées à l'utilisation des résultats d'études toxicologiques ou épidémiologiques

- ▶ La première est relative à la validité de la transposition des résultats d'une population ou d'une espèce à une autre, par exemple des animaux de laboratoire (souris, rats, etc.) à l'homme dans le cas d'études toxicologiques, ou d'une population de travailleurs à la population générale dans le cas d'études épidémiologiques.
- ▶ La deuxième concerne l'extrapolation des résultats obtenus pour de hautes doses (forts risques) vers les basses doses d'exposition (faibles risques).
- ▶ La troisième est liée aux analogies pratiquées du fait de défaut de connaissance : un résultat nécessaire pour une voie d'exposition (ingestion, inhalation, voie cutanée) mais non disponible sera par exemple considéré comme analogue à celui d'une autre voie d'exposition connue et étudiée (Hubert 2003).

Cette étape a pour but de définir une relation quantitative entre une dose d'exposition et un niveau d'effet ou entre une dose d'exposition et une probabilité de survenue d'un effet. Les co-expositions (exposition à d'autres agents) ne sont pas, dans la très grande majorité des cas, prises en compte dans l'estimation de cette relation. Une valeur toxicologique de référence (VTR, voir encadré correspondant) est extraite de cette relation dose-effet ou dose-réponse. Elle dépend de la nature des effets étudiés : déterministes ou stochastiques.

### Les effets déterministes

Il s'agit d'effets dont la gravité augmente avec la dose d'exposition de l'individu. Pour les agents (chimiques ou autres) à l'origine d'un effet déterministe, on admet qu'il existe un seuil d'exposition en deçà duquel aucun effet néfaste n'est observable (y compris au sein des organes après autopsie). On parle également d'effets à seuil de dose et on cherche alors à estimer ce seuil pour l'homme grâce aux expérimentations sur animaux ou aux études épidémiologiques ; pour les substances chimiques, la VTR correspond à ce seuil.

### Les effets stochastiques

Il s'agit des effets sanitaires de certains agents, en particulier cancérogènes, dont la fréquence et non la gravité croît avec la dose d'exposition. On considère généralement que ces effets peuvent survenir sans seuil, autrement dit, dès qu'une exposition existe, aussi petite soit-elle. On parle donc également d'effets sans seuil de dose. Dans ce cas, la valeur toxicologique de référence sera la probabilité de survenue d'un effet par unité de dose.

### Les difficultés de la quantification

Quel que soit le type d'effets, la quantification de la relation dose-effet ou dose-réponse se heurte à plusieurs difficultés.

D'une part les données relatives à de nombreuses substances ou agents sont encore absentes ou largement insuffisantes.

D'autre part, le passage de résultats observés sur l'animal (pour des expositions élevées sur des périodes de temps relativement courtes) aux situations réelles pour l'homme impose de recourir à des extrapolations ou des facteurs d'incertitude dont il est très difficile de vérifier la pertinence. Même lorsque la relation dose-réponse est issue d'une étude épidémiologique, celle-ci a souvent été effectuée en milieu professionnel et pour des doses supérieures à celles de l'environnement. Là

encore, des transpositions et extrapolations sont nécessaires pour passer de fortes doses à de plus faibles, d'un mode d'exposition à un autre, d'une population particulière à la population générale.

Enfin, il faut souligner qu'en général la même relation dose-réponse est appliquée à tous les individus, quels qu'ils soient. De nombreuses discussions sont en cours

pour mieux connaître les variabilités liées au sexe, à l'âge, aux facteurs génétiques ou à l'état de santé des individus, afin de savoir si la démarche actuelle protège les groupes les plus sensibles (femmes enceintes, nourrissons, etc.). L'utilisation de facteurs de sécurité supplémentaires pour les enfants apparaît par exemple dans la littérature scientifique (United States-Environmental Protection Agency, US-EPA. 2005). ■

## Les Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

La VTR d'une substance est établie à partir des données disponibles sur l'effet de la substance. Elle est spécifique d'un effet, d'une voie et d'une durée d'exposition. Ainsi, une substance chimique pourra disposer de plusieurs VTR : une pour l'inhalation et une pour l'ingestion par exemple. La VTR s'appuie sur des données animales issues d'études d'expérimentales ou, lorsqu'elles existent, sur des données humaines issues d'études épidémiologiques. Les VTR sont établies par des organismes sanitaires nationaux ou internationaux. Les étapes et les hypothèses nécessaires à leur élaboration à partir de résultats de tests toxicologiques sont différentes pour les effets considérés comme à seuil de dose et pour ceux sans seuil de dose

### ■ Pour les effets à seuil de dose

La VTR est la dose maximale pour laquelle on estime ne pas voir apparaître d'effet néfaste chez l'homme ; il s'agit donc d'une quantité de produit. Elle est majoritairement issue d'études sur animaux. Pour l'obtenir, on divise la valeur de la dose seuil estimée sans effet sur l'animal par un certain nombre de facteurs, dits d'incertitude, censés pallier les méconnaissances principalement liées aux problèmes suivants :

- la transposition à l'homme d'un seuil obtenu sur l'animal (sachant que les effets qualitatifs observés chez l'animal seront considérés identiques pour l'homme) ;
- les différences de sensibilité inter-individus au sein d'une même espèce ;
- l'extrapolation temporelle souvent nécessaire pour passer d'un résultat issu d'une expérience réalisée sur une durée moyenne à une valeur protectrice sur le long terme.

### ► Limites de l'approche

La dose seuil estimée sur l'animal est une dose sans effet néfaste statistiquement significatif, observable chez l'animal. Elle dépend du protocole expérimental, c'est-à-dire de l'alimentation et traitement des animaux, des valeurs de doses testées et du nombre d'animaux impliqués. Dans les premières approches statistiques utilisées pour estimer cette dose seuil, plus le nombre d'animaux testés était faible (expérience de faible coût), plus la dose seuil estimée avait tendance à être élevée et par conséquent moins protectrice. De nouvelles approches inversent ce phénomène : elles produisent une valeur de dose seuil qui, indépendamment des autres facteurs, diminue avec le nombre d'animaux testés. Par ailleurs, les valeurs des facteurs d'incertitude employées -10 par défaut- sont historiques, empiriques ou issues de consensus d'experts. La VTR correspondra donc souvent à la dose seuil estimée sur l'animal divisée par 1 000 : un premier facteur 10 pour le passage de l'animal à l'homme ; un deuxième pour prendre en compte la variabilité de la sensibilité entre les individus et un troisième pour passer d'une exposition moyen terme à une exposition long terme.

### ■ Pour les effets sans seuil de dose

La VTR est la probabilité d'observer un effet néfaste lié à une substance par unité de dose. Elle est alors appelée excès de risque unitaire (ERU). Pour l'obtenir, on extrapole la relation dose-réponse observée lors d'une expérimentation sur animaux ou pour de fortes expositions humaines (le plus souvent professionnelles) vers les faibles ou très faibles valeurs de risque

correspondant aux doses des expositions environnementales. La VTR multipliée par la dose d'exposition d'un individu donne donc théoriquement le risque lié à la substance d'observer l'effet néfaste sur l'individu, probabilité que l'on appelle excès de risque individuel (ERI). Il s'agit bien d'un excès par rapport au risque qu'a l'individu de développer la pathologie étudiée indépendamment de l'exposition.

### ► Limites de l'approche

Le risque pour l'homme est considéré identique à celui pour l'animal à dose équivalente, une fois prises en compte les différences de taille ou de poids. De même, le risque est supposé équivalent chez tous les individus d'une même espèce et ce quel que soit l'âge de l'exposition. Des travaux récents de l'US-EPA proposent des facteurs correctifs en fonction de l'âge de l'exposition : facteur de 10 pour une exposition entre 0 et 2 ans, de 3 pour une exposition entre 2 et 16 ans et aucun au-delà (US-EPA, 2005).

Il existe plusieurs modèles mathématiques permettant l'extrapolation des fortes valeurs de risque vers les faibles valeurs de risque -les fortes doses vers les faibles doses. Ceux-ci dépendent naturellement d'hypothèses de calcul qui ont changé au cours du temps et de résultats d'études sur les rayonnements ionisants essentiellement. Cette extrapolation fait toujours l'objet de discussion parmi les experts sans qu'un nouveau consensus ne soit encore établi.



## 3. L'évaluation des expositions

L'estimation des expositions s'appuie sur une succession d'étapes dont l'objectif final est de décrire et de quantifier aussi précisément que possible les expositions à un agent, correspondant à un milieu donné, pour une voie d'exposition donnée et pour un groupe d'individus donnés. Doivent être évalués :

- ▶ la contamination du milieu : zones ou médias d'exposition concernés, localisation, distributions des contaminations dans le temps et dans l'espace, etc. ;
- ▶ les populations concernées par cette contamination (nombre, profil) et leur mode de vie ;
- ▶ les voies d'exposition de ces populations ainsi que les fréquences et les durées de contact avec l'agent dangereux ;
- ▶ l'exposition à proprement parlé, produit du niveau de contamination par la durée de contact avec cette contamination.

Lorsque l'inventaire des substances ou agents présents est important, une sélection ou une priorisation peut devenir nécessaire lors de cette phase. Il importe dans tous les cas d'être transparent quant aux critères de sélection des agents ou substances retenus (quantité de substance rejetée, comportement de la substance dans l'environnement et dans la chaîne alimentaire, dangerosité, etc.).

L'évaluation de l'exposition impose de recourir largement à l'utilisation de la modélisation en particulier en l'absence de mesures possibles pour l'estimation des concentrations au sein des différents milieux ou médias contaminés, des transferts de pollution dans la biosphère ou dans la chaîne alimentaire. Elle passe également par la création de scénarios concernant les habitudes de vie des populations, l'alimentation ou l'utilisation de certains produits. Le recours à ces outils de modélisation, simulations et scénarios limite pour certains la confiance que l'on peut accorder aux résultats.

Aux données de modélisation peuvent donc être préférées les données de mesure. Néanmoins, le programme de mesure (milieux, endroits, substances, seuils de détection, etc.) reposera lui-même sur la modélisation conceptuelle (qualitative) voire numérique (quantitative) des phénomènes. Les résultats sont en outre également sujets à d'importantes incertitudes, liées en particulier à la variabilité spatiale et temporelle des paramètres mesurés et aux limites des moyens de prélèvement et d'analyse. C'est par la combinaison et la confrontation de la modélisation et de la mesure que la solidité des conclusions est renforcée.

Retracer les émissions passées de polluants, les niveaux de contaminations et les expositions d'une population est probablement l'exercice le plus difficile de la démarche d'évaluation des risques rétrospective. L'étape d'évaluation des expositions est maintenant considérée comme une science à part entière : l'expologie.

## 4. La caractérisation du risque

Cette étape est la synthèse des précédentes. Elle présente une estimation de la probabilité et de la gravité des effets indésirables susceptibles de se produire dans une population humaine en raison de l'exposition à l'ensemble des agents présents dans la situation étudiée. Le nombre de personnes pour lesquelles un effet est susceptible d'apparaître (ou la proportion de la population concernée) peut également être calculé. L'identification des groupes les plus à risque peut également faire partie des résultats.

La présentation des résultats diffère suivant que l'effet considéré est *déterministe* ou *stochastique*. Dans le premier cas, on conclut sur la possibilité ou non, compte tenu des incertitudes de l'évaluation, que le quotient de danger – rapport de la dose d'exposition par la dose sans effet estimée – dépasse la valeur de 1, c'est-à-dire que la dose d'exposition soit supérieure à la dose sans effet pour toute ou partie de la population étudiée. Dans le second cas, est présenté l'excès de risque individuel de cancer auquel les personnes peuvent être soumises.

Les calculs de risque sont réalisés dans un premier temps pour chaque agent et chaque mode d'exposition (ingestion, inhalation, etc.) pris individuellement. Même si l'on a décrit de manière qualitative certaines possibilités d'effets synergiques ou antagonistes, on ne dispose pas de règle générale de quantification des effets combinés. A défaut de connaissance supplémentaire, la pratique la plus courante retient les règles de cumul suivantes (Ineris, 2003) :

- ▶ pour les effets déterministes, sont additionnés les quotients de danger se rapportant aux mêmes effets toxiques et concernant le même organe (l'hypothèse d'additivité des effets toxiques est considérée comme appropriée pour des effets toxiques similaires sur des organes communs et par des mécanismes d'action communs) ;

**La modélisation est la représentation conceptuelle et la traduction en paramètres et équations des connaissances disponibles (état de l'art) sur un sujet donné. Elle est le fruit de la synthèse, de l'organisation et de la formulation des connaissances. Elle conduit à l'élaboration d'un modèle mathématique, qui permet de simuler un phénomène physique, chimique, biologique, etc. Un modèle comprend toujours des approximations et des hypothèses simplificatrices, des coefficients internes et des paramètres d'entrée que l'utilisateur doit renseigner.**

**Effectuer une simulation, c'est effectuer un calcul grâce au modèle après avoir choisi la valeur des paramètres d'entrée. Le résultat d'une simulation est appelé prédiction, car ce n'est jamais la réalité, mais le résultat de choix, d'hypothèses et de calculs.**



- pour les effets stochastiques, sont additionnés les excès de risque individuels liés aux différentes substances et aux différents modes d'exposition. Cette addition de probabilités correspond à une hypothèse moyenne d'indépendance des probabilités de survenue de cancer entre substances et modes d'exposition, sans synergies ni antagonismes.

Cette pratique par défaut se veut proportionnée, en l'état actuel des connaissances. Elle fait depuis toujours l'objet de débats et ne saurait donc être considérée comme stabilisée.

Dans tous les cas, doivent être distingués :

- le risque attribué à l'agent étudié, du risque total d'apparition de l'effet néfaste existant au sein de la population (des cancers peuvent par exemple apparaître sans facteur de risque particulier) ;
- le risque lié à l'exposition étudiée, de celui lié au bruit de fond (expositions naturelle ou anthropique\* passées et diffuses).

La question de la confiance à accorder à ces évaluations se pose de manière générale. Les méthodes d'analyse de sensibilité et d'incertitude ont pour objectif d'estimer la robustesse du résultat final. Néanmoins, ces approches ne sont pas aujourd'hui complètement satisfaisantes car elles partent du principe que les modélisations utilisées sont valides et que toute l'incertitude est quantifiable. Or ce n'est malheureusement pas le cas : un grand nombre d'hypothèses ou de défauts de connaissance, comme la transposition inter-espèces, l'extrapolation fortes doses/faibles doses, les interactions entre agents, ne peuvent se traduire par une incertitude chiffrée.

Suivant la nature de l'étude (rétrospective ou prospective), la nature de l'exposition (aiguë ou chronique), le nombre d'agents en cause, la nature des données sources

**Le quotient de danger (QD) est le rapport de la dose d'exposition d'un individu ou d'un groupe d'individus par la dose sans effet estimée (VTR). Si la valeur du QD dépasse la valeur de 1, des effets sont susceptibles de se produire. Le QD est employé pour les effets à seuil de dose.**

**L'excès de risque individuel (ERI) est le produit de l'ERU (ou VTR effets sans seuil de dose) et de la dose reçue par un individu ou un groupe d'individus. C'est d'un point de vu théorique la probabilité supplémentaire d'observer l'effet néfaste lié à l'agent étudié chez un individu. Celle-ci ne prend pas en compte la probabilité qu'a l'individu d'être affecté par la pathologie considérée indépendamment de la présence de l'agent étudié.**

(résultats d'études épidémiologiques ou toxicologiques, mesures ou modélisations), les hypothèses de travail seront différentes et les incertitudes plus ou moins quantifiables. Le niveau de confiance que l'on pourra accorder au résultat final sera donc variable et dépendant de la quantité et de la qualité des données disponibles. L'ensemble des hypothèses émises au cours de la démarche et des incertitudes relatives à ces résultats doit être présenté même si ces dernières ne sont pas toutes quantifiables.

La démarche d'évaluation des risques présente le grand intérêt d'apporter une méthode structurée dans un contexte de connaissances limitées et incertaines. Certes, de nombreuses incertitudes sont à déplorer dans la démarche ou dans les données utilisées, mais elle fournit un cadre uniforme propre à prendre en compte et organiser dans la transparence toutes les informations disponibles à des fins décisionnelles.

**L'analyse de sensibilité consiste à identifier le ou les paramètres pris en compte dans la démarche qui interviennent le plus sur le résultat de l'étude.**

**L'analyse d'incertitude consiste à propager les incertitudes des paramètres pris en compte dans la démarche sur le résultat final afin de lui affecter un intervalle d'incertitude ou de confiance.**

## En savoir plus

NAS (National Academy of Sciences). *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*. Committee on the Institutional Means for Assessment of Risks to Public Health, Commission on Life Sciences, National Research Council. Washington, DC. 1983

Ineris. *Évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des installations classées*. Guide méthodologique. 2003

Bonvallet N, Dor F. *Valeurs toxicologiques de référence ; méthodes d'élaboration*. InVS, Saint-Maurice, 81 pp. 2002

Hubert P. Pour un meilleur usage du risque attribuable en santé environnementale. *Environnement, Risques&Santé*. Vol. 2, n° 5, pp. 266-278. 2003

European Commission. *The future of risk assessment in the European union. The second report of the harmonisation of risk assessment procedures*. April 2003

US-EPA (United States Environmental Protection Agency). *Supplemental guidance for assessing susceptibility from early-life exposure to carcinogens*. EPA 630/R-03/003F. 2005

*Estimation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative des risques sanitaires*. InVS et Afsset en collaboration avec Afssa, BRGM, ENSP, Ineris, INRS, IRSN. A paraître

InVS. *Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact*. Février 2000