

Académie Royale de Belgique

L'esprit d'aventure et le principe de précaution en sciences et en arts

Colloque du 15 au 18 septembre 2010

**Le risque industriel majeur :
ambiguïtés, craintes, savoir**

Jean-Pierre Hansen
UCLouvain et École Polytechnique, Paris
Académie Royale de Belgique

Jacques Fraix
UMons

« The degree of a belief is the extent to which we are prepared to act upon it »
F. Ramsey, 1926 (« Truth and Probability »), cité par Daniel Ellsberg, 1961, in « Risk, Ambiguity and the Savage Axioms » (Rand Corp WP)

Seveso, Three Mile Island, Bhopal, Tchernobyl, Exxon Valdez, Toulouse, Fukushima, changement climatique, pluies acides, couche d'ozone, ... sont des titres de presse qui, au cours des dernières décennies, ont été peu ou prou associés au développement industriel et à ses effets.

Ceux qui aujourd'hui vivent dans les sociétés industriellement développées ont réalisé que la technologie portait une série de risques qui pouvaient mettre en péril leurs biens, leur santé, voire leur vie. D'autre part, les accidents de grande ampleur et les pollutions à grande échelle de l'environnement ont eu et ont encore des conséquences très significatives sur les coûts d'investissement et d'exploitation, voire le développement même de secteurs industriels tout entiers. Le sociologue allemand Ulrich Beck avait, en pionnier, publié en 1986 une réflexion sur le sujet qu'il avait intitulée "La société du risque"¹. Il était donc inévitable que cette constatation entraîne le développement d'un nouveau champ de réflexion, caractérisé par sa pluridisciplinarité puisqu'il fait appel aux sciences, à l'art de l'ingénieur, aux connaissances médicales, au droit, à l'économie, à la sociologie et à la politique.

L'expression "risque technologique majeur" a été popularisée à l'occasion de la publication, en 1981, d'une thèse de doctorat d'Etat présentée par Patrick Lagadec².

Nous définirons le *risque industriel majeur* comme celui que court une communauté humaine, plus ou moins étendue, du fait de la présence en son sein, ou même à l'extérieur de son périmètre, d'activités industrielles civiles. Le caractère majeur du risque pris ici en considération signifie notamment que les menaces ou nuisances concernées pèsent non seulement sur les personnes et les biens se trouvant à l'intérieur des enceintes où s'exerce l'activité de travail, mais aussi ce qui se trouve *au-delà* de ces enceintes.

I. Typologie des risques et présentation générale

Une première distinction importante s'impose entre les risques consécutifs à des *accidents majeurs* au sein des installations industrielles et ceux liés à *leur fonctionnement normal*.

L'*accident* est un événement soudain, dont la survenance est imprévue et indépendante de la volonté de l'homme. Les scénarios d'accidents majeurs concernent tous la perte totale ou partielle de confinement ou d'intégrité physique d'une substance dangereuse (inflammable, explosive ou toxique). Leurs conséquences peuvent concerner uniquement les biens et n'entraîner que des dégâts matériels par incendie, destruction, contamination, ... mais elles peuvent également concerner les personnes et se traduire par des conséquences corporelles plus ou moins graves. Les effets sur la santé peuvent être immédiats ou différés et, dans ce dernier cas, consister en l'apparition de pathologies plus ou moins graves plusieurs années, voire décennies, après la survenance de l'accident.

Celui-ci peut entraîner des pertes économiques importantes telles que des fermetures temporaires d'entreprises, des pertes de récoltes, l'indisponibilité pour des périodes plus ou moins longues de zones industrielles, agricoles ou résidentielles.

¹ BECK U., *La société du risque – Sur la voie d'une autre modernité*, Paris, Aubier, 2001.

² LAGADEC P., *Le risque technologique majeur – Politique, risque et processus de développement*, Pergamon Press, 1981, collection "Futuribles".

Le risque lié au *fonctionnement normal* des complexes industriels concerne les rejets de produits polluants hors des installations, qui sont susceptibles de contaminer l'environnement (air, eau, sols) ou de perturber les équilibres de l'écosystème. A l'inverse des phénomènes accidentels, ces rejets sont prévisibles, réguliers et plus ou moins continus. Ils font normalement l'objet de mesures, de contrôle permanents et de limitations quantitatives visant à réduire leurs effets éventuels sur la santé des populations et leur environnement.

II. Les accidents industriels de grande ampleur

Ce risque trouve essentiellement sa source dans les deux grands secteurs industriels de *l'énergie et de la chimie*. Les activités génératrices de risque dans ces secteurs sont l'extraction des matières premières, le transport de substances dangereuses, les process industriels eux-mêmes et le stockage.

Le tableau figurant en annexe rappelle quelques grands accidents survenus depuis le début du XXe siècle, dans ces activités.

Le risque d'accident est né avec la révolution industrielle, mais il a pris une acuité particulière au cours de ces dernières décennies. Trois facteurs, au moins, nous paraissent expliquer cette évolution.

- L'*effet de taille*, c'est-à-dire l'accroissement des capacités, des dimensions ou des puissances qui rend évidemment plus difficile la maîtrise des conséquences potentielles des accidents (les premiers tankers des années 50 avaient des capacités de 50.000 tonnes; ils dépassent aujourd'hui les 400.000 tonnes).
- La *quantité et la nature des produits* impliqués. Chaque année, l'industrie chimique commercialise un millier de produits nouveaux et plus de 10.000 substances sont vendues à des quantités supérieures à 500 tonnes/an³. "On dispose de connaissances sur les effets aigus de certaines d'entre elles, mais l'on a des connaissances épidémiologiques sur les effets chroniques que pour quelques dizaines de substances, moins d'une centaine. Il faut des années pour étudier suffisamment une substance, pour en connaître les effets chroniques chez l'homme."⁴
- La *concentration des activités et leur proximité avec des zones résidentielles* (cas de Bhopal, Mexico, Canvey Island et Toulouse par exemple). Ces circonstances risquent d'aggraver les effets des accidents et d'affecter sur une grande échelle les populations voisines des installations.

II.1. Quantification et perception du risque

Deux notions jouent un rôle essentiel dans la quantification du risque consécutif aux dysfonctionnements des installations industrielles :

- la *probabilité* (fréquence) qu'un événement accidentel survienne;
- l'*ampleur* des conséquences matérielles et humaines de cet événement (gravité).

Le risque est défini par le produit de la probabilité des événements dommageables par la gravité des conséquences qui en résultent et le risque sociétal est donné par :

$$R = \sum_i \sum_j f_{i,j} \times g_{i,j} \quad (1)$$

³ McLEAN A.E.M., Assessment and evaluation of risks to health from chemicals, in : A ROYAL SOCIETY DISCUSSION, *The assessment and perception of risk*, London, The Royal Society, 1981, pp. 51 – 64, sp.p. 51.

⁴ ABENHAIM L., L'expert, l'incertitude et la crise de santé publique, in : LAGADEC P., *Etats d'urgence – Défaillances technologiques et déstabilisation sociale*, Paris, Seuil, 1988, pp. 254 – 270, sp. p. 269.

où f = fréquence (par exemple, nombre d'accidents par unité de temps);
 g = gravité (par exemple, décès par accident);
 i et j se rapportent respectivement aux activités et aux types de conséquences.

La relation élémentaire ci-dessus permet de tirer un certain nombre d'enseignements utiles pour notre propos.

- *La fascination du risque maximum*

C'est une attitude fréquente, mais injustifiée, que d'identifier le risque sociétal aux seules conséquences des événements accidentels (et même aux plus graves d'entre elles); or, il est certain que la fréquence, faible ou élevée, contribue elle aussi à réduire ou aggraver le risque. On se trouve là en présence de "la fascination par le risque maximum"⁵ ou "du vertige apocalyptique"⁶.

- *L'aversion au risque*

La relation donnant R en fonction de f et de g ne permet pas de rendre compte d'un phénomène important que l'on peut qualifier d'*aversion au risque*. Même à valeurs de R égales, l'expérience montre que la société accepte beaucoup plus difficilement les accidents rares (f faible) mais impliquant des conséquences importantes (g élevé) que des accidents fréquents (f élevée) aux conséquences faibles : il suffit de penser aux réactions du public face aux accidents routiers et aux accidents de l'aviation commerciale. Les accidents industriels de grande ampleur entrent précisément dans la catégorie d'accidents pour lesquels l'aversion au risque du public est grande.

- *La corrélation entre f et g*

La relation (1) ne reflète pas explicitement le fait que les facteurs $f_{i,j}$ et $g_{i,j}$ ne sont pas indépendants les uns des autres. On peut écrire :

$$R = \sum_i \sum_j f_{i,j} \times g(f_{i,j}) \quad (2)$$

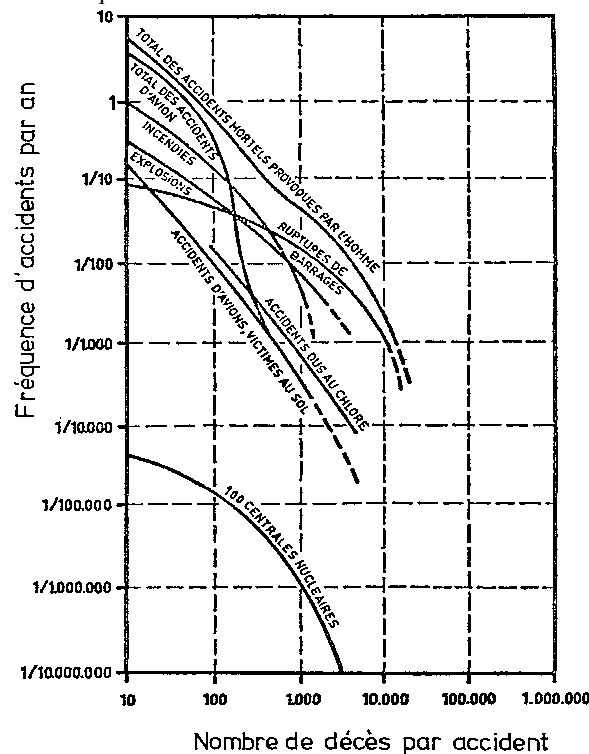
Ceci traduit le fait que la gravité serait une fonction de la fréquence et que des conséquences de plus en plus graves peuvent toujours être envisagées dans des scénarios accidentels de plus en plus catastrophiques et, donc, de fréquences de plus en plus faibles. L'analyse du risque faite aux USA en 1975⁷ pour les accidents dus aux activités de l'homme conduisit d'ailleurs à des courbes de risque (f en fonction de g) dont l'allure est très significative, comme l'illustre la figure 1.

⁵ GILLON L., *Le nucléaire en question*, s.l., Editions Duculot, 1979, p. 175.

⁶ LAGADEC P., *op.cit.*, p. 227.

⁷ U.S. ATOMIC ENERGY COMMISSION, *Reactor Safety Study – An assessment of Accident Risks in U.S. Commercial Nuclear Power Plants*, United States Atomic Energy Commission, Washington D.C., October 1975 (WASH 1400 – NUREG 75/014). Cette étude, dirigée par le professeur Norman Rasmussen du MIT, est parfois désignée sous le nom de "Rapport Rasmussen". La validité de l'étude portait sur une durée de 5 ans suivant sa publication.

Figure 1 – Risques d'accidents résultant de l'activité humaine⁸



- *Evaluations de la fréquence et de la gravité*

La relation (2) ci-dessus montre que la détermination du risque R doit passer par l'évaluation de ses facteurs constitutifs $f_{i,j}$ et $g_{i,j}$. Cette évaluation est difficile et les marges d'erreur qui en découlent peuvent être considérables.

La fréquence $f_{i,j}$

On conçoit que, pour une installation industrielle complexe, il n'est pas facile d'identifier *toutes* les séquences de dysfonctionnement qui *peuvent* conduire à un accident de grande ampleur, ni d'évaluer leur probabilité de survenance. La statistique est d'un faible secours ici, la loi des grands nombres n'étant pas applicable.

On ne peut donc résoudre le problème d'estimation des fréquences qu'en faisant appel à des méthodes théoriques adaptées. L'une de ces méthodes adaptée aux accidents majeurs est appelée *arbre de défaillance* et permet de décomposer l'accident en une combinaison d'événements élémentaires successifs ou simultanés, pour chacun desquels une probabilité de survenance peut être évaluée. En combinant les probabilités de survenance de chacun des événements élémentaires et en tenant compte de leurs relations logiques (de type ET/OU) dans le déroulement de l'accident, on peut alors *reconstituer la probabilité* de l'accident envisagé dans son ensemble.

Ces études peuvent être longues et coûteuses. A titre d'exemple, l'étude de Rasmussen réalisée aux USA, lors de l'essor du programme nucléaire du pays, avait duré trois ans et coûté 4 millions de dollars de l'époque (1975). On peut aussi citer l'étude faite au Royaume-Uni à propos du site de stockage chimique de Canvey Island en 1978, qui dura 2 ans et coûta 400.000 livres sterling.

⁸ Voir U.S. ATOMIC ENERGY COMMISSION, *op. cit.*, *Summary report*, Figure 1 - Frequency of fatalities due to man-caused events, p. 1.

Les résultats d'études aussi complexes sont généralement entachés de marges d'erreur non négligeables. Il est d'autre part difficile et parfois impossible d'y prendre en compte des événements difficilement ou non probabilisables, qui peuvent survenir en même temps que le dysfonctionnement de l'installation ou en être la cause.

Les résultats de ces études probabilistes doivent donc être considérés comme des *ordres de grandeur* permettant d'apporter un élément global d'appréciation du risque. Elles ont toutefois le mérite de mettre en évidence des séquences accidentelles dont la probabilité de survenance ne serait pas négligeable et dont la gravité serait inacceptable.

La gravité g_i

L'homme ne connaît pas toujours avec une *certitude scientifique* le danger ou la toxicité des substances qui sont en jeu une fois que l'accident s'est produit. On peut citer, à titre d'exemples :

- les conditions dans lesquelles des nappes de gaz non confinées et dérivantes peuvent déflagrer ou détoner, ce qui implique des conséquences très différentes en termes de vitesse de propagation du front de flamme et de surpressions;
- la toxicité de nombreux produits chimiques impliqués dans les rejets en cas d'accident (voir l'exemple du type de dioxine relâchée à Seveso);
- les effets à long terme de substances polluantes sur les écosystèmes (cas des marées noires).

En outre, on ne connaît pas toujours avec certitude quelle quantité exacte de substances dangereuses a été relâchée. Pour ne prendre qu'un exemple récent, si la fuite de pétrole lors de l'accident de la plate-forme Deepwater Horizon a d'abord été évaluée à 1.000 barils par jour, des experts, un mois plus tard, avançaient un chiffre de 70.000 barils par jour.

On comprend dès lors tout l'intérêt de disposer d'échelles graduées permettant de qualifier, à l'aide d'un indice chiffré, le niveau de gravité d'un accident. Le public est déjà familiarisé avec ce genre d'échelle : celle de Richter est fréquemment utilisée pour caractériser l'amplitude des tremblements de terre. Il existe également, quoique moins connue du public, une échelle internationale des risques dans le cas des accidents nucléaires. Selon cette échelle (graduée de 0 à 7), l'accident de grande ampleur, qui fait l'objet de la présente contribution, reçoit l'indice 7 (c'est le cas de Tchernobyl et de Fukushima).

• *Acceptabilité du risque*

Evaluer un risque est une chose, déduire de la valeur trouvée qu'il est acceptable ou non en est une autre.

Le décideur se trouve confronté à la comparaison du risque calculé R avec la valeur de référence considérée comme le seuil au-delà duquel le risque devient inacceptable. Deux approches fondamentales peuvent être mises en évidence.

L'approche économique

Elle part de la constatation qu'investir dans la sûreté d'une installation, ce qui implique des coûts, permet de diminuer les risques et donc d'épargner ultérieurement des vies humaines, des dégâts matériels, des contaminations, ... d'où des bénéfices. La technique dite Analyse Coûts-Bénéfices peut servir de critère de décision en comparant les coûts envisagés aux bénéfices escomptés. Nous reviendrons plus longuement sur ce sujet à propos des pollutions chroniques de l'environnement, mais mentionnons dès à présent que la difficulté de la méthode réside évidemment dans la nécessité de disposer d'une unité de mesure commune et, par conséquent, dans la valorisation *monétaire* des coûts et des bénéfices. Un exercice particulièrement (et

éthiquement) difficile est celui de la valorisation de la vie humaine. Le concept du "willingness to pay" consiste à déterminer par enquête quel est le supplément de prix que les utilisateurs sont disposés à payer pour un bien ou un service et ce, en vue de diminuer le risque qu'ils courent et qui est associé à la production de ce bien ou de ce service (par exemple, le kWh et la sécurité des centrales nucléaires). On connaît ainsi la relation entre l'augmentation de prix acceptée et la réduction associée du risque.

L'approche par les risques "déjà acceptés"

Dans ce cas, l'attention se concentre sur les *niveaux de risque* et non plus sur des évaluations monétaires. Par exemple, si l'on estime que le risque *individuel* (probabilité) de décès d'une personne dû aux désastres naturels est de 10^{-6} /an, on peut en déduire que si le risque de même nature, dû à une installation *industrielle*, est du même ordre de grandeur ou plus petit, ce dernier est acceptable. Dans cette optique, il est intéressant de noter que toutes les enquêtes démontrent que les risques considérés par le public comme "volontaires" sont acceptés avec une probabilité beaucoup plus élevée en moyenne que les risques "involontaires" ou subis.

Quelle que soit l'approche adoptée, on peut cependant s'interroger sur ces méthodes qui se fondent implicitement, d'une part, sur la confiance en des estimations de nature scientifique (même si elles sont marquées du sceau de l'incertitude) et, d'autre part, sur la rationalité décisionnelle des individus. Or, l'aversion au risque (voir ci-avant) comprend chez chacun d'entre nous une part d'irrationnel et, comme le disait P. Lagadec, "*la démonstration "scientifique" de l'acceptabilité d'un risque ne suffit pas socialement*"⁹.

II.2. Gestion du risque accidentel

Il ne faudrait pas déduire de ce qui précède que le risque industriel majeur lié à des dysfonctionnements accidentels est *une fatalité* qu'il faut accepter. De nombreuses mesures sont prises afin de prévenir les accidents, d'en réduire les conséquences dommageables si elles surviennent en dépit des mesures prises et de réparer les dommages que l'on n'a pas pu empêcher. Dans ce qui suit, nous nous intéresserons plus particulièrement aux problèmes de la *prévention* et de la *réparation*.

II.2.1. La prévention du risque

L'accident le plus acceptable est celui qui ne se produit pas. Ceci implique que c'est dès la conception des installations que leur sûreté doit être prise en considération. Ceci implique l'adoption d'une philosophie de sûreté dès le départ et, en la matière, trois grandes approches sont possibles :

- l'approche *déterministe* selon laquelle l'installation est conçue pour faire face à des accidents bien définis, considérés comme des cas enveloppes et dont on ne considère pas leur plus ou moins grande probabilité de survenance ;
- l'approche *probabiliste* dans laquelle les installations sont conçues pour faire face à des accidents de référence non définis a priori, mais dont le concepteur détermine les caractéristiques à partir d'un niveau prédéterminé de probabilité d'avoir, en cas d'accident, des conséquences inacceptables pour l'environnement et les populations ;
- l'approche *mixte* qui combine l'approche déterministe pour certaines familles d'accidents (par exemple, les accidents d'origine interne à l'installation) et l'approche probabiliste pour d'autres (par exemple, les accidents d'origine externe à l'installation).

⁹ LAGADEC P., *op. cit.*, 1981, p. 332.

La prévention des risques comprend à la fois des aspects techniques et des aspects institutionnels et législatifs.

Les ingénieurs de conception disposent d'outils permettant de mettre en œuvre les exigences de sûreté lors de la conception, la fabrication et le montage des systèmes et équipements, ainsi que lors de leur exploitation. Il faut souligner *trois aspects fondamentaux* de la question : celui de la qualification des opérateurs et du maintien de celle-ci dans le temps, celui du nécessaire retour d'expérience de toutes les installations du même type fonctionnant dans le monde et celui de l'étude particulière des interfaces homme-machine qui sont si importantes au cours du déroulement d'un accident.

Toutes ces actions doivent évidemment se placer dans le respect des nombreux dispositifs normatifs mis en place et qui concernent les risques technologiques. A cet égard, il convient d'observer que pratiquement chaque grand accident de référence fut l'occasion pour les pouvoirs publics de légiférer ou de prendre des mesures réglementaires en vue de renforcer la sécurité du public ou de l'environnement.

- *L'industrie nucléaire*

La normalisation technique applicable aux unités de production nucléaire est très forte dans les pays qui ont recouru à cette forme d'énergie. Elle s'inspire souvent de la réglementation qui a été développée par la "Nuclear Regulatory Commission" (NRC) des Etats-Unis¹⁰. Le principe de base développé par cette institution en vue d'assurer la sûreté lors de la conception, la construction et l'exploitation des unités nucléaires est appelé *défense en profondeur*. Ce concept désigne¹¹ une philosophie de conception, appliquée dès le début de celle-ci et jusqu'à son achèvement, basée sur *des niveaux successifs de protection* tels que la santé et la sûreté ne dépendent pas d'un élément unique de la conception, de la construction, de l'entretien ou de l'exploitation de l'installation. L'incorporation des pratiques de *défense en profondeur* a pour effet d'accroître la tolérance des installations et des systèmes aux défaillances et aux agressions externes. Concrètement, ces pratiques ont conduit à définir trois niveaux successifs dans la conception de sûreté des centrales nucléaires¹².

- Le premier niveau consiste à *concevoir* le réacteur et ses composants de telle sorte qu'il fonctionne avec un haut degré de fiabilité et qu'il présente une faible probabilité de dysfonctionnement; en d'autres termes, l'installation doit pouvoir être construite, éprouvée, exploitée et entretenue conformément à des normes de qualité et des pratiques d'ingénierie rigoureuses.
- Le deuxième niveau consiste à incorporer à l'installation des moyens qui permettent *d'anticiper et de faire face* à des accidents et des dysfonctionnements qui peuvent survenir au cours de la

¹⁰ Créée par l'Energy Reorganization Act de 1974, loi de base en matière d'utilisation civile et militaire du nucléaire aux Etats-Unis. La NRC a succédé et remplacé l'Atomic Energy Commission à partir du 19 janvier 1975. Conformément à la loi de 1974, l'utilisation des matériaux et des installations nucléaires est soumise à licence et la NRC est habilitée à établir, au moyen de règles et d'injonctions, et à faire exécuter les modalités de ces utilisations que la Commission estime nécessaires ou souhaitables en vue de protéger la santé et la sécurité et de minimiser les atteintes aux vies et aux biens (les règles de la NRC figurent au chapitre I du titre 10 du Code of Federal Regulation des Etats-Unis [Energy]). Rappelons que les unités nucléaires belges actuellement en service ont largement été conçues en tenant compte des règles de sûreté américaines alors applicables.

¹¹ Voir définition dans le 10 CFR (Code of Federal Regulation), § 70.64 (Requirements for new facilities or new processes at existing facilities).

¹² Voir GLASSTONE S., JORDAN W. H., *Nuclear Power and its environmental effects*, LA GRANGE PARK, American Nuclear Society, 1980, p. 60.

durée de vie des installations. Ce niveau implique la présence de systèmes de protection conçus pour prévenir, arrêter ou maîtriser une gamme de situations anormales prévisibles.

- Le troisième niveau est basé sur le fait qu'il est prudent d'aller *au-delà des limites de sécurité* décrites ci-dessus et de prévoir des systèmes et barrières additionnelles en vue d'empêcher un rejet de radioactivité pouvant affecter le public, même dans le cas où des accidents hautement improbables surviendraient. Ce niveau postule des défaillances potentielles majeures de certains composants et systèmes et conduit à définir des *accidents de conception* auxquels l'installation doit pouvoir faire face.
- L'industrie chimique

Il convient de mentionner ici un texte fondamental dans le domaine des accidents majeurs qui utilise une autre présentation des choses que celle dont il a été question ci-avant et qui concerne le domaine chimique. Il s'agit de la *directive européenne dite Seveso* qui fut adoptée pour la première fois le 24 juin 1982¹³, en suite de l'accident survenu en 1976.

Dans sa version actuelle, la directive ne prescrit pas de règles techniques détaillées, mais définit des obligations formelles pour les industries et les autorités publiques. Ses objectifs sont de *prévenir* les risques d'accidents majeurs dans les activités industrielles et de *limiter* leurs conséquences pour l'homme et l'environnement, sur site et hors site. On notera que la directive définit un accident majeur comme « *un évènement tel qu'une émission, un incendie ou une explosion d'importance majeure résultant de développements incontrôlés survenus au cours de l'exploitation d'un établissement couvert par la présente directive, entraînant pour la santé humaine, à l'intérieur ou à l'extérieur de l'établissement et/ou pour l'environnement, un danger grave, immédiat ou différé, et faisant intervenir une ou plusieurs substances dangereuses*». Pour les activités et établissements visés par la directive, les obligations définies par celle-ci sont reprises en encadré I.

¹³ Directive 82/501/CEE du Conseil du 24 juin 1982 concernant les risques d'accidents majeurs de certaines activités industrielles, JOCE L 230 du 5 août 1982, p. 1. Après diverses révisions, cette directive fut abrogée par la directive 96/82/CE du Conseil du 9 décembre 1996 concernant la maîtrise des dangers liés aux accidents majeurs impliquant des substances dangereuses publiée au JOCE L 10 du 14 janvier 1997, p. 13. Enfin, la directive 96/82/CE fut modifiée par la directive 2003/105/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2003 publiée au JOUE L 345 du 31 décembre 2003, p. 97.

Les obligations de la directive Seveso

Obligations à charge des exploitants d'installations industrielles

- Notifier aux Autorités compétentes l'existence de tout établissement détenant des quantités de substances dangereuses supérieures à des valeurs fixées dans la directive, ainsi que tous éléments susceptibles de causer un accident majeur ou d'aggraver ses conséquences (art. 6) ;
- rédiger un document définissant sa politique de prévention des accidents et veiller à sa bonne application et ce, en vue de garantir un niveau élevé de protection de l'homme et de l'environnement par des moyens, des structures et des systèmes de gestion appropriés (art. 7) ;
- présenter un rapport de sécurité visant, notamment, à démontrer que les dangers d'accidents majeurs ont été identifiés et que les mesures nécessaires pour les prévenir et pour en limiter les conséquences ont été prises (art. 9) ;
- adapter les mesures de sécurité en cas de modification d'une installation, d'un établissement, d'une aire de stockage, d'un procédé ou de la nature et des quantités de substances dangereuses pouvant avoir des répercussions importantes sur le plan des dangers liés aux accidents majeurs (art. 10) ;
- élaborer un plan d'urgence interne et fournir aux Autorités compétentes les données nécessaires pour l'élaboration d'un plan d'urgence externe (art. 11, § 1) ;
- en cas d'accident majeur, informer les Autorités compétentes sur les circonstances de l'accident, les mesures envisagées pour y faire face et éviter qu'il ne se reproduise (art. 14).

Obligations à charge des autorités compétentes

- Déterminer les établissements ou groupes d'établissements où la probabilité ou les conséquences d'un accident majeur peuvent être accrues, en raison de la localisation et de la proximité de ces établissements et de leurs inventaires de substances dangereuses (effet domino) (art. 8) ;
- élaborer un plan d'urgence externe (art. 11, § 1) ;
- mettre en place un système d'inspection ou d'autres moyens de contrôle adaptés au type d'établissement en cause (art. 18).

Obligations communes aux exploitants et aux autorités compétentes

- Réexaminer, tester et, si nécessaire, réviser et mettre à jour les plans d'urgence interne et externe à des intervalles réguliers ne pouvant excéder trois ans (art. 11, § 4).

Obligations à charge des Etats membres

- Veiller à ce que les objectifs de prévention des accidents majeurs et la limitation de leurs conséquences soient pris en compte dans leurs politiques d'affectation ou d'utilisation des sols et/ou dans d'autres politiques pertinentes (art. 12) ;
- veiller à ce que les informations concernant les mesures de sécurité à prendre et la conduite à tenir en cas d'accident soient fournies d'office régulièrement selon la forme la plus appropriée à toutes les personnes susceptibles d'être affectées par un accident majeur (art. 13) ;
- désigner les Autorités compétentes chargées d'exécuter les tâches déterminées par la directive (art. 16) ;
- échanger des informations sur les expériences acquises en matière de prévention d'accidents majeurs et de limitation de leurs conséquences (art. 19).

La directive Seveso a été transposée en droit belge. L'instrument de transposition est, à ce jour, l'accord de coopération du 21 juin 1999 entre l'Etat fédéral, les Régions flamande, wallonne et de Bruxelles-Capitale concernant la maîtrise des dangers liés aux accidents majeurs impliquant des substances dangereuses¹⁴. Cet accord a été entériné par une loi d'assentiment le 22 mai 2001¹⁵.

Un grand nombre de textes instituant des mesures similaires à celles de la directive Seveso existent également, tant au niveau européen que belge, dans le domaine de l'énergie et de l'énergie nucléaire en particulier.

II.2.2. La réparation

Par réparation, nous entendons ici les *indemnisations* auxquelles peuvent prétendre les victimes des accidents industriels majeurs une fois que la phase critique du déroulement de l'accident puisse être considérée comme terminée.

Vu l'ampleur et la nature des conséquences, les mécanismes de responsabilité de droit commun sont souvent peu efficaces. Rappelons que ceux-ci reposent en principe sur trois éléments pour que la responsabilité d'un tiers puisse être engagée : une *faute* commise par ce tiers, un *dommage* et une *relation* de cause à effet entre la faute et le dommage.

En cas d'accident industriel majeur, le cas de figure le plus courant est celui des personnes (ou des institutions) qui ont été touchées par les effets de l'accident et qui, de ce fait, ont subi un dommage, soit matériel, soit corporel, soit immatériel et en demandent la réparation. D'autres types de dommages plus particuliers peuvent apparaître, tels que, par exemple, le coût des mesures de restauration d'un environnement dégradé. Dans certains cas, la *faute* sera difficile à établir par méconnaissance du déroulement exact de l'accident ou du comportement des responsables de l'exploitation avant et pendant celui-ci. D'autre part, les *dommages* peuvent aussi être difficiles à évaluer, parce qu'ils relèvent du domaine de la santé (cas des invalidités) ou vu leur caractère indirect (par exemple, des pertes de revenus/bénéfices ou des détériorations durables des écosystèmes) ou parce qu'ils surviennent longtemps après l'accident (cas des maladies à temps de latence élevé). La situation peut encore se compliquer dans la mesure où les victimes peuvent se trouver dans d'autres Etats que celui sur le territoire duquel l'accident est arrivé.

Pour faire face à toutes ces difficultés, le droit a dû mettre au point des mécanismes *sui generis* d'engagement de responsabilité, dérogoires à l'un ou l'autre titre du droit commun.

Par exemple, la problématique de la responsabilité civile dans le domaine de l'énergie nucléaire a, très rapidement lors de l'essor de cette énergie, fait l'objet de *conventions internationales*. La première fut signée à Paris dès 1960¹⁶ et complétée ensuite par une convention signée à Bruxelles en 1963¹⁷. Après plusieurs protocoles d'amendements¹⁸, le

¹⁴ M.B. du 12 octobre 2000.

¹⁵ M.B. du 16 juin 2001.

¹⁶ Convention sur la responsabilité civile dans le domaine de l'énergie nucléaire du 29 juillet 1960 (Convention de Paris).

¹⁷ Convention complémentaire à la Convention de Paris du 29 juillet 1960 sur la responsabilité civile dans le domaine de l'énergie nucléaire (Convention de Bruxelles).

¹⁸ En 1964, 1982 et 2004.

régime des conventions de Paris et de Bruxelles est applicable en Belgique au titre d'une loi de 1985¹⁹. Il prévoit notamment :

- La canalisation de la responsabilité

L'exploitant d'une centrale nucléaire supporte la responsabilité exclusive des dommages subis par des tiers du fait d'un accident survenant dans ou en relation avec cette installation nucléaire, y compris lorsque cet accident survient au cours du transport de matières nucléaires.

- La responsabilité objective ou sans faute

Contrairement aux principes généraux du droit commun, qui reposent sur les concepts de faute ou de négligence, l'exploitant d'une installation nucléaire est responsable d'un dommage nucléaire subi par des tiers, que l'on puisse ou non prouver l'existence d'une faute ou d'une négligence de sa part.

D'autres domaines ont fait l'objet de conventions internationales visant à régler les responsabilités en cas d'accidents majeurs, dont *la pollution de la mer*. Les premières tentatives en la matière datent des années cinquante (Convention de Londres de 1954 pour la prévention de la pollution des eaux de la mer par les hydrocarbures). Le développement ultérieur d'une réglementation internationale en la matière a surtout été le fruit de la pression de l'opinion publique suite aux catastrophes majeures telles que le naufrage du Torrey Canyon (1967), de l'Amoco Cadiz (1978) ou de l'Exxon Valdez (1989). Il existe aujourd'hui plusieurs conventions portant sur la protection du milieu marin et, dans ce cadre, des régimes de responsabilité civile prévoyant des mécanismes de compensation pour des dommages causés par des hydrocarbures ont été mis en place. On citera deux conventions majeures témoignant d'une volonté de coopération internationale dans ce domaine : la convention de Londres de 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion des déchets et la convention dite MARPOL de 1973 sur la pollution par les navires. Cette dernière a pour but de réguler la pollution par les hydrocarbures, les produits chimiques, les emballages, les déchets, les eaux usées et les émissions atmosphériques. C'est le texte de référence en matière de prévention de la pollution maritime. C'est cette convention qui, concernant les pétroliers, a notamment introduit l'obligation pour les plus récents d'entre eux de disposer d'une double coque.

III. L'impact chronique sur l'environnement

III.1. Fondements de la protection de l'environnement

La pollution chronique de l'environnement résulte de l'introduction dans ce dernier de substances²⁰ directement ou indirectement toxiques pouvant présenter à plus ou moins long terme un danger pour les écosystèmes et/ou pour l'homme.

Les activités humaines en général et la production industrielle en particulier sont fréquemment accompagnées d'une pollution concomitante de l'environnement (production de déchets, rejets d'effluents gazeux ou liquides), sans qu'un quelconque accident en soit à l'origine. Cette pollution est due à l'existence même de l'homme et à ses activités

¹⁹ Loi du 22 juillet 1985 sur la responsabilité civile dans le domaine de l'énergie nucléaire (M.B. du 31 août 1985)

²⁰ Il peut s'agir de *substances* (chimiques ou radioactives, p. ex.) ou de *chaleur*.

industrielles *normales*. Elle peut être qualifiée de *chronique*²¹. Le cas échéant, elle sera qualifiée de *grande ampleur* dans la mesure où elle peut a priori affecter des régions entières, voire des pays ou même la planète dans son ensemble.

En s'inspirant de Nicolas de Sadeleer²², on peut distinguer *quatre modèles* comportementaux qui, au cours du temps²³, ont caractérisé l'attitude de l'homme vis-à-vis de son environnement, c'est-à-dire de la protection des biens et des personnes. Dans un premier temps, nous nous concentrons sur les trois premiers modèles, le quatrième faisant l'objet d'un développement spécifique ultérieur.

- Dans le premier modèle, que l'on pourrait qualifier d'*insouciance*, la nature est supposée dotée d'une capacité d'assimilation d'épuration des polluants quasiment infinie. Selon ce modèle, les substances polluantes sont dispersées ou diluées dans des masses d'eau ou d'air suffisamment importantes pour les faire disparaître ou les rendre négligeables. La nature est donc supposée dotée d'une capacité de régénération qui lui permet de "pardonner" à l'homme tout effet de ses activités productives et les erreurs du moment peuvent être effacées par les résultats des développements technologique et économique, lesquels sont implicitement liés à ce modèle. On a pu rapidement en mesurer les limites.
- Le modèle *curatif* s'est imposé en suite de la constatation que la nature n'est pas aussi épuratrice que l'on pouvait le croire et que des déséquilibres écologiques apparaissaient sous l'effet de la croissance des activités humaines. Dans le modèle curatif, il convient de décontaminer, d'assainir, de remettre en état, voire de réintroduire des espèces disparues. La *réparation des dommages* causés à l'environnement s'impose ici comme paradigme, à l'origine d'un *droit de l'environnement* comprenant, notamment, le principe du pollueur-payeur et l'obligation de disposer d'une autorisation préalable pour exercer des activités potentiellement polluantes. Les limites du modèle curatif ne doivent toutefois pas être sous-estimées : sa logique même est interpellante (on pollue et, ensuite, on dépollue), la pollution est tolérée tant qu'elle ne cause pas un dommage *anormal* et il n'est pas toujours possible d'imputer les frais de la dépollution à leurs vrais responsables.
- Ces limites sont à l'origine du modèle *préventif*. Il s'agit ici d'assurer une véritable maîtrise des risques, tout en tolérant un certain degré de nuisances. Mais celui-ci doit être tel que la survenance de dommages écologiques doit être réduite dans les limites de l'indemnisable. Le modèle préventif est ainsi une illustration de l'adage populaire : mieux vaut prévenir que guérir. Comme nous l'avons déjà observé pour la directive Seveso²⁴, son fondement est qu'il est préférable de « prévenir » l'apparition des pollutions et des nuisances que de devoir y remédier par la suite. Afin de réduire au mieux la probabilité de survenance de dommages, le modèle préventif est donc obligé de constamment s'appuyer sur la science et son expertise, qui sont les seules à permettre une certaine *objectivation* des risques encourus. Cette constatation est à la fois la force et la faiblesse du modèle : celui-ci est inopérant ou inefficace à l'égard du mal connu et surtout de

²¹ Les pollutions accidentelles et chroniques visées dans ce texte peuvent être qualifiées d'*anthropiques* dans la mesure où elles sont dues à l'activité de l'homme. Elles s'opposent aux pollutions d'origine naturelle, dont la radioactivité.

²² de SADELEER N., *Les principes du pollueur-payeur, de prévention et de précaution – Essai sur la genèse et la portée juridique de quelques principes du droit de l'environnement*, Bruxelles, Bruylant, 1999, pp. 39-49.

²³ Le caractère successif dans le temps concerne l'apparition des concepts sous-tendant les modèles. Pour ce qui concerne la protection de l'environnement proprement dite, la politique contemporaine en la matière relève plutôt de la superposition des modèles.

²⁴ Le modèle préventif s'applique également au cas des *accidents* d'origine industrielle.

l'inconnu. Sans doute est-ce là une des raisons de l'évolution à laquelle nous assistons vers un quatrième modèle que l'on pourrait qualifier d'*anticipatif* et qui se traduit par le désormais célèbre *principe de précaution*. Nous y reviendrons ultérieurement.

III.2. Gestion des risques chroniques

La gestion des risques chroniques s'appuie essentiellement sur la prévention et plus particulièrement sur la prévention d'apparition de dommages inacceptables. Cette prévention joue un rôle différent de celle dont il a été question dans le cas des accidents, au § II supra. Dans le cas des accidents, les techniques de prévention peuvent être mises en œuvre tant vis-à-vis de la survenance même de l'accident (probabilité), que de sa gravité. Ce n'est pas le cas, par définition, des pollutions chroniques, pour lesquelles la prévention ne concerne que la gravité.

Nous avons déjà eu l'occasion de souligner le caractère inconnu ou mal connu des effets sur l'homme et l'environnement de certaines substances éco-toxiques. Ce qui était vrai pour des expositions aiguës, comme dans le cas des accidents, l'est tout autant, voire davantage, pour des expositions chroniques, impliquant généralement de plus faibles doses. On est par ailleurs davantage conscient aujourd'hui que des phénomènes d'accumulation de faibles atteintes continues sur l'environnement sont, comme les agressions de grande ampleur, susceptibles de conduire au franchissement de seuils d'irréversibilité. Répondre à la question de savoir quelle quantité de substance polluante peut être rejetée en continu dans l'environnement sans engendrer d'effets inacceptables pour celui-ci est tout sauf simple, ne serait-ce que parce qu'il convient de s'entendre sur le terme « inacceptables ». L'industriel, pour sa part, ne peut exercer efficacement sa responsabilité productive que dans un contexte de sécurité juridique, ce qui implique de définir aussi précisément que possible les limites des rejets qui sont autorisés, donc supposés acceptables a priori pour l'environnement.

III.2.1. Les apports de la science

Il serait plus exact de parler « des sciences » tant on se trouve ici confronté à de multiples disciplines scientifiques telles que la physique, la biochimie, la biologie, la toxicologie, les statistiques, la génétique, l'épidémiologie et bien évidemment la médecine. Plus particulièrement, ces disciplines sont sollicitées pour déterminer les effets biologiques et environnementaux des faibles doses de substances toxiques diverses.

Les questions ultimes auxquelles se trouvent confrontés ceux qui évaluent les risques industriels chroniques peuvent être synthétisées comme suit : à quelle toxicité peut-on s'attendre dans les populations susceptibles d'être affectées par les activités anthropiques ? quel est le risque (la probabilité) pour qu'une telle toxicité apparaisse dans cette population ? quelles décisions faut-il prendre pour maintenir ces risques dans des limites acceptables ?

Si nous mettons de côté provisoirement la troisième question, qui relève de la compétence des agences de régulation²⁵ et de choix de nature politique, il convient d'observer que la réponse aux autres questions, même envisagées d'un point de vue scientifique, implique une démarche faite d'expériences, de modélisations, d'estimations, d'extrapolations et, en

²⁵ Voir infra. Par agence de régulation, nous entendons ici tous les organismes qui sont chargés d'élaborer, à partir des résultats produits par les scientifiques et les experts en gestion des risques, les *normes opérationnelles* que doit respecter l'industrie dans son fonctionnement normal.

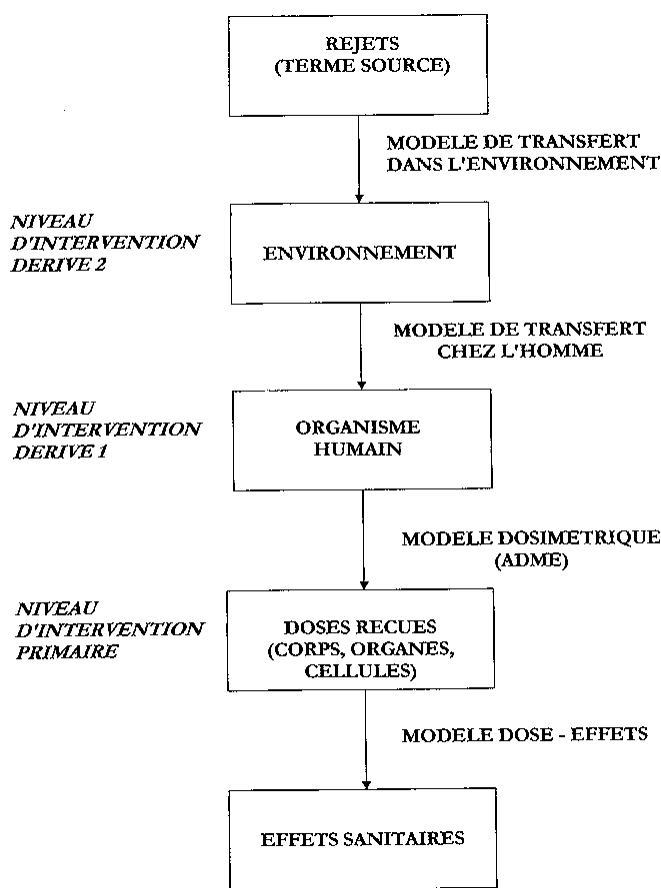
définitive, que les réponses apportées peuvent s'éloigner de ce que l'on serait en droit d'attendre (et de ce à quoi le public s'attend généralement) d'une certitude scientifique au sens strict, mais relèvent plutôt de démarches d'optimisation qui tiennent compte, au mieux, des connaissances disponibles.

Pour illustrer notre propos, la figure 2 indique schématiquement quelles sont les étapes qui permettent de passer des rejets de substances polluantes dans l'environnement aux effets sanitaires que celles-ci peuvent produire.

Si l'on considère, à titre d'exemple, le problème des relations doses-effets, celles-ci peuvent se déduire de l'étude de rares cas de contamination historiques chez l'homme (mais il s'agit alors souvent de niveaux de contamination accidentelle élevés), mais le plus souvent à partir d'études de laboratoire ou d'expérimentation portant sur des animaux. Les relations doses-effets sont alors établies à partir d'hypothèses et de modèles plus ou moins sophistiqués qui permettent de rendre compte de ces résultats expérimentaux ou de laboratoire. Ces modèles peuvent faire l'objet d'interrogations fondamentales qui, aujourd'hui, font toujours l'objet de discussions parmi les experts. Citons entre autres :

- dans quelle mesure peut-on extrapoler les résultats obtenus sur les animaux à l'homme ?
- peut-on extrapoler aux faibles doses les effets observés à fortes doses ?
- comment peut-on tenir compte de l'existence éventuelle de seuils de toxicité ?
- quelle est la validité statistique des résultats d'expériences pratiquées en laboratoire sur des populations animales limitées ?
- quelle est la validité des résultats d'expériences en laboratoire qui, contrairement aux conditions réelles de contamination, se passent dans le cadre de protocoles stricts de reproductibilité et de comparabilité ?
- comment tenir compte de la variation de sensibilité aux agents toxiques d'un individu à l'autre ?

Figure 2 – Etapes de l'évaluation des risques anthropiques chroniques



A titre d'autre exemple, pour déterminer les doses reçues à partir des substances toxiques qui ont pénétré dans l'organisme ou avec lesquelles ce dernier est en contact, une nouvelle modélisation, dite *dosimétrique*, est nécessaire. Celle-ci tient compte de la manière dont toute substance introduite dans l'organisme est Absorbée, Distribuée au sein de l'organisme (par la circulation sanguine, par exemple), Métabolisée par lui et, finalement **E**liminée (processus dit ADME). Comme pour le modèle dose-effet, le recours à des études en laboratoires ou à des expériences sur des animaux reste privilégié, avec les mêmes interrogations quant à la validité des extrapolations à l'homme.

III.2.2. Les apports de l'économie – L'Analyse Coûts - Bénéfices

La sûreté a un coût au niveau des agences de régulation (établissement de règles et de normes et suivi de leur mise en œuvre) et surtout chez les opérateurs économiques eux-mêmes (installation d'équipements chargés de prévenir les accidents ou d'en atténuer les conséquences, installation de dispositifs chargés de réduire les pollutions en fonctionnement normal, ...).

La discipline économique, souvent confrontée à la problématique de l'allocation des ressources de manière optimale et sous contrainte, notamment budgétaire, doit donc se poser la question de savoir jusqu'où il est raisonnable d'affecter des ressources, par nature limitées, dans la sûreté ou dans la dépollution. Ou quelle est l'efficacité marginale des investissements de sûreté et de dépollution en fonction des montants investis ?

Pour répondre à ce genre de questions, on recourt à l'*analyse coûts - bénéfices* (ACB). Conçue au départ pour évaluer et optimiser les politiques et *investissements* publics, la technique de l'ACB est une méthode quantitative d'évaluation de l'opportunité de projets ou de *politiques*

publiques, en particulier lorsqu'il est important de prendre en compte d'éventuels effets à très long terme et des effets secondaires indésirables²⁶. Elle permet, comme l'indique N. Treich²⁷, de déterminer ce qu'est une politique socialement efficiente (c'est-à-dire qui maximise le bénéfice collectif net) et comment fournir des incitants (subventions, permis, primes, taxes, crédits d'impôts, normes, ...) aux acteurs concernés (consommateurs, opérateurs économiques, experts, décideurs, ...).

La politique environnementale fait aujourd'hui partie intégrante des politiques publiques aux niveaux mondial, national et même local. Dans ce cadre, une aide utile à la décision consiste à peser les coûts et les avantages de ces politiques et des projets qui en découlent en utilisant une référence monétaire commune. Cependant, les coûts et les avantages à évaluer dans ce cadre sont très divers et complexes, notamment pour ce qui concerne le chiffrage des impacts sur la santé, la dégradation des patrimoines, l'appauvrissement de l'écosystème ou encore les effets sur le bien-être. En outre, un grand nombre de ces avantages ou dommages ne se font sentir qu'à long terme, parfois sur plusieurs générations. Dans certains cas, ils sont *irréversibles*. L'analyse coûts - bénéfiques trouve donc ici un terrain d'application tout indiqué et a connu, ces dernières années, de nombreux développements²⁸. Il n'est pas sans intérêt de noter qu'aux Etats-Unis, une telle analyse est exigée si un projet de modification réglementaire induit des coûts annuels supérieurs à 100 millions USD²⁹.

A titre d'illustration, il nous paraît utile de citer quelques exemples d'application de cette méthode au domaine de la protection de l'environnement et de la santé des personnes.

- L'érosion de la *biodiversité* est aujourd'hui un des enjeux importants qui a été identifié dans le cadre de la protection de l'environnement. Cette érosion est liée à de nombreux facteurs – modification et fragmentation des habitats, introduction d'espèces, pollutions – à l'œuvre depuis de nombreuses années. Il importe donc de maîtriser le plus rapidement possible l'effet néfaste de ces facteurs pour permettre à la biodiversité d'affronter notamment le défi du changement climatique et, si possible, de contribuer à en modérer l'ampleur et ses conséquences. En France, un rapport récent du Centre d'analyse stratégique³⁰ a acté le fait que cette problématique n'était pas prise en compte actuellement dans les choix budgétaires publics et, pour pallier cette déficience, préconise de lui appliquer des analyses coûts – bénéfiques.
- Aux Etats-Unis, la protection des travailleurs et des populations contre les *rayonnements ionisants*, dans le cadre de l'exploitation civile de l'énergie nucléaire est basée sur l'existence de valeurs maxima réglementaires³¹ d'exposition et sur le principe fondamental du "as low as reasonably achievable", mieux connu sous son acronyme

²⁶ Voir, pour la définition : OFFICE OF MANAGEMENT AND BUDGET of the USA, *Guidelines and Discount Rates for Benefit-Cost Analysis of Federal Programs*, Circular n° A-94, October 29, 1992, appendix A, definition of terms.

²⁷ TREICH N., *Benefit-Cost Analysis*, Sciences Po – Master of Public Affairs, Toulouse School of Economics, December 14, 2009.

²⁸ Voir : PEARCE D. et al., *Analyse coûts - avantages et environnement récents*, OCDE, juin 2007.

²⁹ La section 202(a) du titre II de l'"Unfunded Mandates Reform Act" de 1995 exige des agences fédérales "to provide a qualitative and quantitative assessment of the anticipated costs and benefits of a Federal mandate resulting in annual expenditures of USD 100 million or more, including the costs and benefits to State, local and tribal governments or the private sector". Voir : OFFICE OF MANAGEMENT AND BUDGET, *Economic Analysis of Federal Regulations under Executive Order 12866*, January 11, 1996.

³⁰ CHEVASSUS-au-LOUIS B (dir.), *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes – Contribution à la décision publique*, Centre d'analyse stratégique, 2009.

³¹ Voir 10 CFR 20, Standards for Protection against Radiation.

"ALARA". La définition formelle de ce principe est complexe et peu opératoire. Elle a fait l'objet de développements par la Nuclear Regulatory Commission américaine en vue de fournir aux exploitants des centrales nucléaires des règles pratiques, notamment quant au "caractère raisonnable" des mesures qu'ils peuvent prendre³². Pour ce régulateur, il peut être basé sur une analyse coûts – bénéfiques. Une telle analyse, appliquée au concept ALARA, requiert une valeur monétaire de la dose évitée par les mesures de protection mises en œuvre (équipements de contrôle des rejets, recyclage des fluides, modifications de procédures d'exploitation, ...). La NRC a évalué les différentes approches méthodologiques pour fixer de telles valeurs monétaires et a reconnu qu'il existe des degrés de justification variés pour une fourchette étendue de ces valeurs. Elle a néanmoins considéré, sur base de ces analyses coûts – bénéfiques, qu'une valeur de 1000 USD par homme-cS³³ était acceptable pour la valeur économique de la dose évitée.

- Enfin, nous citerons l'étude publiée en 2003 aux Etats-Unis³⁴ et qui visait à montrer que, moyennant des investissements compris entre 3,5 et 7 milliards de dollars, il était possible de réduire significativement les risques et coûts sociétaux potentiels associés à des *attaques terroristes* sur les piscines de stockage des combustibles usés des centrales nucléaires situées sur le territoire américain. Cette étude était basée sur une analyse coûts – bénéfiques du problème et recommandait de mettre en œuvre un programme accéléré de mesures complexes (et coûteuses) pour faire face au problème identifié par les auteurs. La Nuclear Regulatory Commission³⁵, procéda à une analyse de l'étude et de ses recommandations. Elle conclut qu'elle ne pouvait pas les entériner³⁶, compte tenu des aspects conservatifs excessifs de l'analyse et, notamment, de l'absence de justification des probabilités associées aux dommages maxima possibles, de la surestimation des rejets radioactifs subséquents, de la surestimation des conséquences et des coûts sociétaux et de la sous-estimation des coûts des mesures préventives préconisées.

L'évaluation des coûts et des bénéfices

La première difficulté inhérente à la méthode est évidemment qu'elle requiert d'attribuer une valeur monétaire tant aux coûts qu'aux bénéfices attendus de la politique envisagée.

Les coûts

Le calcul des coûts est la facette relativement classique de l'ACB et, à ce titre, ne devrait pas a priori présenter de difficultés particulières. Le développement de réglementations en matière de protection de l'environnement a presque toujours impliqué des coûts économiques plus ou moins aisés à évaluer. Bien évidemment, il convient de prendre en compte les coûts directs (coûts en investissements, coûts d'exploitation, ...) et indirects (perte de productivité, perte de compétitivité, coûts d'opportunité des investissements retardés, ...). Les coûts peuvent être estimés au niveau d'une installation industrielle

³² US NRC, Regulatory Guide 8.37, ALARA Levels for Effluents from Materials Facilities, February 15, 2007.

³³ L'homme-cS est une mesure de l'équivalent de dose collective aux rayonnements ionisants et est obtenue par la somme des équivalents de doses individuelles de toutes les personnes exposées. Ces équivalents s'expriment en "Sievert" (ou Sv), unité dérivée du système international MKS (1cSv = 1 centième de SV). Elle a pour dimension le joule/kilogramme et tient compte de l'énergie absorbée par les tissus, de l'effet relatif des différents types de rayonnements et de la sensibilité relative des différents tissus aux rayonnements.

³⁴ ALVAREZ R. et al., Reducing the Hazards from Stored Spent Power-Reactor Fuel in the United States, in : *Science and Global Security*, Spring 2003.

³⁵ Voir supra.

³⁶ USNRC, *NRC Review of Paper on Reducing Hazards from Stored Spent Nuclear Fuel*, Fact Sheet, August 2003.

particulière ou de l'ensemble d'un secteur industriel; à des niveaux géographiques locaux ou nationaux.

Les bénéfices

Ce qui est plus spécifique à l'ACB est l'autre volet de la démarche : la valorisation monétaire des bénéfices ou avantages associés à la protection de la vie, de la santé et de la nature elle-même. Si, pour cet exercice, des prix de marché existent, ceux-ci peuvent être utilisés directement. Mais qu'en est-il pour les biens hors marché ou même immatériels ? Après diverses tentatives infructueuses d'évaluations directes des bénéfices associés à une amélioration de l'environnement, les économistes ont finalement atteint un consensus pour mesurer les bénéfices non marchands, comme l'amélioration de la santé, via le concept de *consentement à payer* (willingness-to-pay). Ce concept est basé sur le raisonnement suivant : le bénéfice que retire une personne d'une situation donnée (par exemple, un meilleur environnement) peut se mesurer en valeur monétaire par le montant que cette personne consent à payer pour se trouver dans cette situation. Le consentement à payer est donc une mesure monétaire de la variation de bien-être d'un individu qui serait nécessaire pour qu'il accepte le changement de situation associé à une décision publique (législation de protection de l'environnement) ou ce à quoi cette personne serait prête à renoncer en termes d'autres opportunités de consommation. La figure 3 résume les méthodes utilisées en ACB pour évaluer les bénéfices d'une action de prévention ou de réparation en matière environnementale.

A titre d'illustration, considérons le cas extraordinairement délicat au niveau de l'éthique de la valorisation d'une vie humaine épargnée par la mise en œuvre d'un programme de protection de l'environnement ou de la sécurité des personnes. Il convient tout d'abord d'observer :

- que, dans l'ACB, on passe de la valeur accordée par les individus à la valeur accordée par la société par simple agrégation ;
- que la valeur visée ici est la *valeur statistique de vie*, qui n'est pas une mesure de la valeur d'une vie humaine particulière, mais plutôt de la valeur pour un individu d'une réduction marginale de sa probabilité d'événement fatal.

De nombreuses études ont été faites sur le sujet en adoptant les techniques décrites ci-avant. L'une de ces méthodes, par exemple, consiste à évaluer le sursalaire qui est payé aux travailleurs qui acceptent des emplois à haut risque. Si ces travailleurs connaissent les risques associés à leur travail et acceptent volontairement celui-ci, ils fixent (même implicitement) un *prix du risque* en acceptant une augmentation du risque fatal en échange de salaires supérieurs. Les résultats de telles études sont, faut-il le dire, très différents d'une étude à l'autre et, par exemple, sur base d'une douzaine d'études réalisées entre 1975 et 2001 dans six pays différents, la valeur statistique de vie est comprise entre 0,8 et 16,8 millions USD³⁷ ...

³⁷ TREICH N., *op. cit.*, p. 63.

Les difficultés méthodologiques

D'une manière générale, l'ACB doit faire face à certaines difficultés strictement méthodologiques.

Le temps

Les coûts et les bénéfices de la mise en œuvre d'un projet ou d'une mesure s'étalent dans le temps et parfois s'étalent jusqu'à un horizon temporel très éloigné. Il est donc important de pouvoir *comparer* ceux de ces éléments qui sont supportés aujourd'hui et ceux qui le seront dans un lointain avenir. Cette problématique est bien connue et intervient dans toute évaluation des projets d'investissement. Sa résolution passe par l'actualisation des flux monétaires et, partant, par la fixation d'un taux d'actualisation. Or, le choix de ce taux peut avoir des conséquences importantes pour l'équilibre entre les coûts et les bénéfices, en particulier lorsqu'on se trouve en situation d'étalement important des flux sur un temps long. Par exemple, avec un taux annuel d'actualisation de 4 %, un bénéfice ou un coût supporté dans 50 ans ne représente que 14 % de la valeur qui serait la sienne s'il intervenait aujourd'hui.

Le choix du taux d'actualisation annuel est donc crucial dans l'ACB.

Celui-ci fait l'objet de recommandations diverses (voir encadré II).

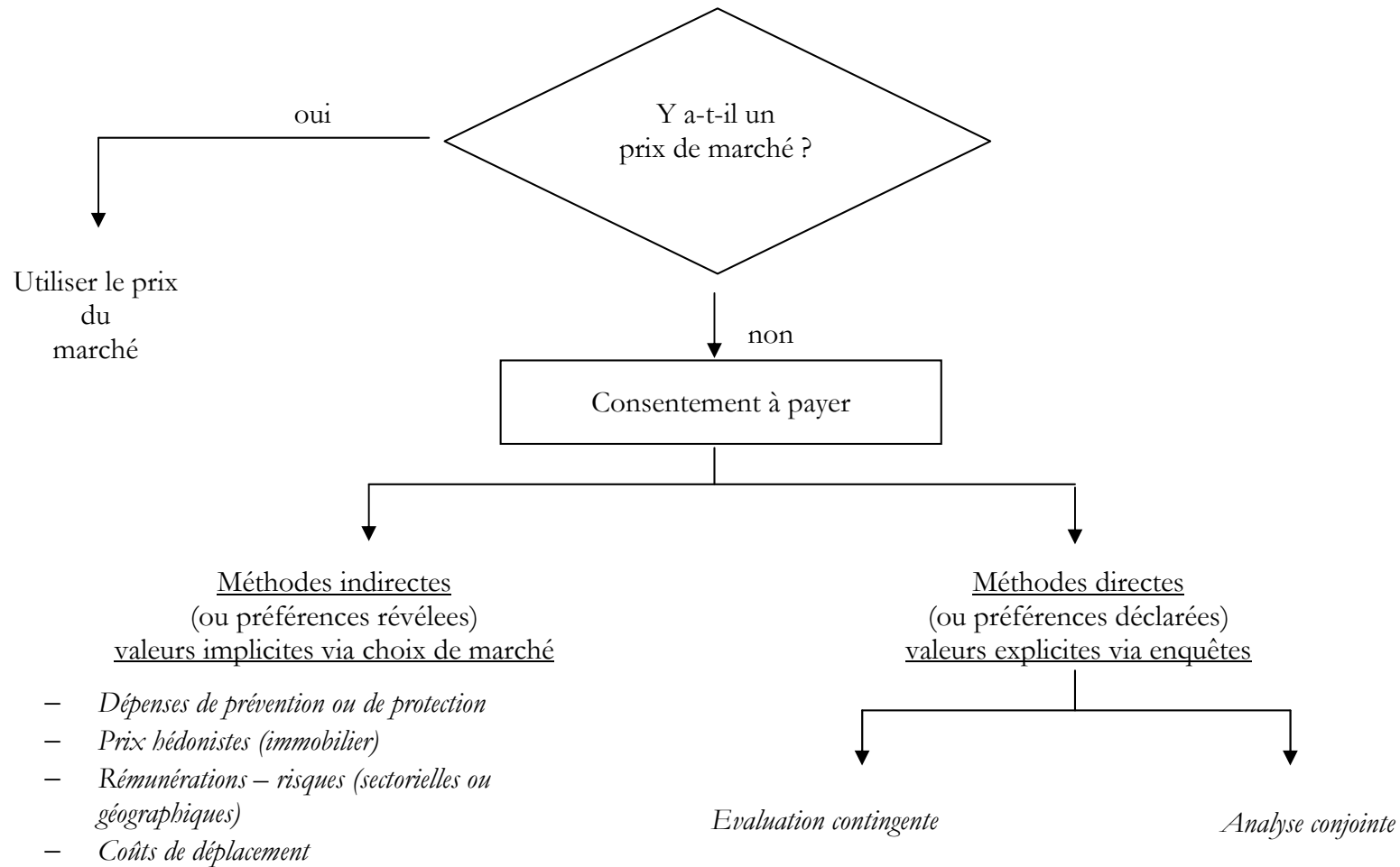
Le problème de la justice entre les générations soumet les théories éthiques à des épreuves très difficiles. Il est sous-jacent à la définition même du développement durable dont on peut rappeler la définition : "*Le développement durable est un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs.*"³⁸ Le philosophe américain *John Rawls* a bien mis en évidence ces difficultés dans le contexte de la justice³⁹. Il constate que la question de savoir comment partager entre les générations le poids du progrès de la civilisation est une question à laquelle il n'y a pas de réponse précise. Il rappelle également qu'en régime démocratique, le peuple peut toujours prendre une mauvaise décision et qu'en provoquant des dommages irréversibles, il peut perpétuer de graves injustices à l'égard d'autres générations⁴⁰. Dans ce cas, il n'y a pas de raisons pour qu'un démocrate ne puisse s'opposer à la volonté publique d'une manière acceptable ou même, en tant que responsable gouvernemental, ne tente de la faire échouer. Chaque génération, ajoute-t-il, doit non seulement conserver les acquisitions de la civilisation et maintenir intactes les institutions justes qui ont été établies, mais elle doit aussi mettre de côté, à chaque période, une quantité suffisante de capital réel accumulé. Un environnement sain ne fait-il pas partie de ce capital ? Adoptant une règle de limitation dans le temps, Rawls estime alors que chaque génération doit évaluer combien elle devrait mettre de côté pour ses enfants et petits enfants en se référant à ce qu'elle-même croit pouvoir demander à juste titre de ses parents et grands parents.

³⁸ WORLD COMMISSION ON ENVIRONNEMENT AND DEVELOPMENT, *Our common future*, Oxford – New York, Oxford University Press, 1987, p. 43 (ce rapport est mieux connu sous le nom de rapport Brundtland).

³⁹ RAWLS J., *Théorie de la justice*, Paris, Editions du Seuil, 1987 pour la traduction française, sp. pp. 324-337.

⁴⁰ *Ibidem*, p. 335.

Figure 3 – Analyse coût-bénéfice – Evaluation des bénéfices d'une action publique de prévention ou de réparation



Poids et prix du temps à long terme

Dans les questions d'environnement, et plus généralement dans l'analyse économique des choix sociétaux, le mode de *prise en compte du temps* est essentiel. En effet, les décisions concernées impliquent le plus souvent le long terme, voire le très long terme, et l'adoption d'un coefficient traduisant l'effet du temps sur les grandeurs calculées a un poids considérable dans l'analyse.

Par exemple, si l'on considère¹ avec N. Stern qu'il n'y a pas de raison d'accorder moins de valeur au bien-être de nos (lointains) descendants qu'au nôtre, la *fonction de bien-être* W qu'il s'agira de maximiser s'écrit :

$$W = \sum_{t=0}^{\infty} \frac{U(C_t)}{(1 + \rho)^t}, \text{ avec } U' > 0 \text{ et } U'' < 0$$

où t représente les générations successives, C_t la consommation de la génération t et $U(C_t)$ l'utilité que celle-ci en retire, ρ étant le taux d'actualisation – très faible dans l'hypothèse retenue.

Cependant, même si $\rho = 0$, $Max W$ n'implique pas de valoriser *de la même manière* les consommations C_t de chaque génération : par exemple, grâce au développement et au progrès technique, les générations $t > t_0$ pourraient disposer de plus hauts niveaux de consommation. Dès lors, puisque $U'' < 0$, accroître la consommation des « pauvres » générations actuelles augmentera plus le bien-être intergénérationnel que si ce même accroissement de consommation était offert aux « riches » générations futures. Et inversement dans le cadre d'autres hypothèses².

Il s'agit donc en quelque sorte de combiner dans la démarche maximisation intertemporelle du bien-être W et croissance optimale de l'économie, ce qui conduit à actualiser le flux $U(C_t)$ à un taux différent de ρ . L'équation de Ramsey³ permet cette combinaison.

C. Gollier⁴ a analysé en détail les travaux de Ramsey et leur application en économie contemporaine.

On distinguera :

- r , le taux d'actualisation (%) ;
- ρ , le taux correspondant au fait que, selon les termes de Ramsey, « les agents économiques sont impatientes » ; il traduit donc la *préférence pure pour l'immédiat* (%) ;
- g , le taux de croissance annuelle de la consommation (%) ;
- γ , coefficient qui traduit l'aversion des agents pour les *variations du bien-être* au cours du temps (l'aversion à l'aléa).

Sur ces bases, le taux d'actualisation *socialement efficient* sera :

$$r = \rho + \gamma g.$$

Les valeurs numériques de ρ , γ et g sont, à des degrés divers, très difficiles à déterminer sur le long terme et leur choix ne fait pas consensus.

C. Gollier⁴ renseigne et commente différentes études ayant conduit aux résultats suivants :

Année	Études	ρ (%)	γ	g (%)	r (%)
2003	UK – Green Book	1,5	1	2	3,5
2005	Lebègue	0	2	2	4
2006	Stern	0,1	1	1,3	1,4
2007	Weitzman	2	2	2	6
2008	Nordhaus	1	2	2	5

Ces choix ont donné lieu à plusieurs controverses¹, notamment la faible valeur retenue par Stern.

¹ Pisani-Ferry et al (2009) : « Politique économique » (éd. De Boeck, pp. 84-85).

² P. ex. Henry C. et al : « Développement durable », Cours de l'École Polytechnique (Paris).

³ Ramsey F. (1928) : « A Mathematical Theory of Saving » (The Economic Journal, 38, 543-59).

⁴ Gollier C. (juillet 2010) : « Pricing the future: the economics of discounting and sustainable development » (à paraître, Princeton Univ. Press, 25-38).

L'équité et la distribution

Dans une ACB, une mesure publique est jugée économiquement efficiente si les bénéfices procurés par son adoption sont supérieurs aux coûts qu'elle induit, *quelle que soit l'identité des gagnants et des perdants*. Tout comme la question intergénérationnelle, cette constatation pose un problème qui relève de l'éthique et qui est toujours aujourd'hui matière à débats.

La science économique connaît bien ce problème qui consiste à savoir si, parmi les différents types d'équilibre dans lesquels peut se trouver l'économie, il en est qui sont préférables à d'autres, parce que plus avantageux pour certains agents ou peut-être même pour la totalité d'entre eux. On comprend l'intérêt de disposer de critères qui permettent de juger si un changement économique résultant d'une initiative politique est socialement bénéfique ou non.

Le critère de Pareto stipule qu'une initiative politique est socialement bénéfique si, après le changement des conditions économiques induit par cette initiative, la satisfaction d'au moins un agent économique est plus grande, tandis que celle de tous les autres agents n'est pas moins grande. Ce critère implique comme seul jugement de valeur le fait qu'un niveau de satisfaction supérieur (pour qui que ce soit dans l'économie) est préférable à une satisfaction moindre; mais il exclut la comparaison entre les satisfactions d'individus différents (voir encadré III).

Le critère de Pareto permet de juger de l'optimalité collective d'une situation donnée et il y a optimum au sens de Pareto lorsqu'il n'est pas possible d'améliorer le bien-être d'un agent sans détériorer celui d'un autre. Ce n'est donc pas un critère d'équité, mais un critère d'efficacité. Dans certains cas, il peut s'avérer limitatif : ainsi par exemple, si un état de l'économie est envisagé qui améliore la situation de la majorité des individus mais réduit en même temps la satisfaction d'un seul individu, cet état n'est pas considéré comme préférable.

Le critère de Kaldor-Hicks⁴¹, pour sa part, pallie aux limites du critère de Pareto et requiert, pour que le changement soit socialement bénéfique, que les gagnants qui bénéficient des effets du changement soient en théorie à même de compenser les perdants pour leurs pertes, tout en gardant une amélioration de leur propre sort.

Toutefois, en l'absence de mécanismes de compensation explicites, le projet ou la politique a peu de chances d'être politiquement acceptable si les coûts ou les bénéfices sont répartis inégalement. La littérature spécialisée n'a pas de réponse unique pour faire face au problème de répartition. Une solution possible consiste à pondérer les bénéfices (consentements à payer) et les coûts retirés ou supportés par les différents groupes sociaux pour qu'un projet particulier satisfasse à une ACB du point de vue de la répartition. Si certains groupes voient leur sort se dégrader, la question se pose de savoir s'il faut leur offrir une compensation et, dans l'affirmative, par quels moyens. Si l'on décide d'assurer une compensation, l'enseignement de la théorie économique est qu'il vaut mieux le faire en utilisant d'autres instruments (par exemple, la taxation) qu'en ajustant la politique environnementale elle-même.

⁴¹ TREICH N., *op. cit.*, p. 94-95.

Optimum et équité

La recherche du fonctionnement *optimal* d'une économie réclame évidemment la définition d'un *critère* par rapport auquel l'efficacité de cette économie sera appréciée. Le critère le plus classique est celui de Pareto¹, qui stipule : indépendamment d'hypothèses sur les aspects institutionnels d'une économie, un état *possible* de cette économie sera dit optimal si, dans un tel état, on ne peut augmenter la satisfaction d'un individu sans diminuer celle d'un autre agent.

Dans le cas de deux agents (fig. 1), seuls les points figurant sur *la frontière des états possibles* (c'est-à-dire effectivement *réalisables* par l'économie en question ; arc *AD*) peuvent être des optima de Pareto : pour tous les autres points, il existe au moins un point *de la frontière* qui lui sera préférable.

Le critère de Pareto ne permet pas de choisir entre les états *A*, *B*, *C* ou *D*.

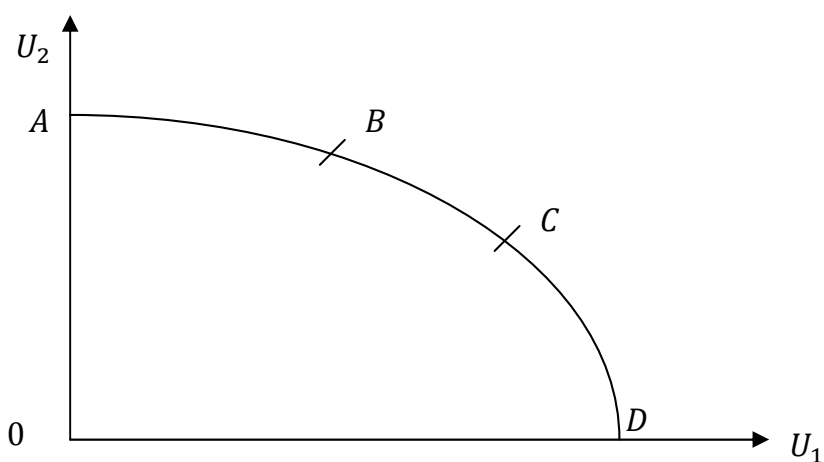


Fig. 1

Dans l'analyse de Pareto, les satisfactions individuelles U_j , $j = 1 \dots m$, ne dépendent que des *consommations* (implicitement, donc, elle suppose que la production ne trouve pas sa finalité « en elle-même »).

Une critique essentielle adressée au critère de Pareto est qu'il ne tient pas compte de la répartition *initiale* des revenus (ou des richesses) entre les agents. Par exemple, A.K. Sen² souligne qu'une économie peut être efficiente au sens de Pareto « même quand certaines personnes se roulent dans le luxe et d'autres sont proches de la famine, pour autant que l'on ne puisse améliorer le sort des affamés sans restreindre le plaisir des riches ; en bref, une économie peut être Pareto-optimale et cependant parfaitement scandaleuse ».

Outre les problèmes de nature éthique ou politique qu'il peut soulever, le critère de Pareto ne permet donc pas de comparer entre elles toutes les situations possibles.

Il est dès lors souhaitable de compléter l'analyse par l'adoption d'un critère supplémentaire, celui de la maximisation d'une *fonction de bien-être social*, critère de nature éthique, politique ou philosophique et donc, lui aussi, sujet à débat. Pisani-Ferry et al³ en proposent la synthèse suivante.

Si l'on se donne la frontière des états possibles de la fig. 2⁴, le critère de Pareto ne permet pas de choisir entre les points situés sur l'arc *CE*.

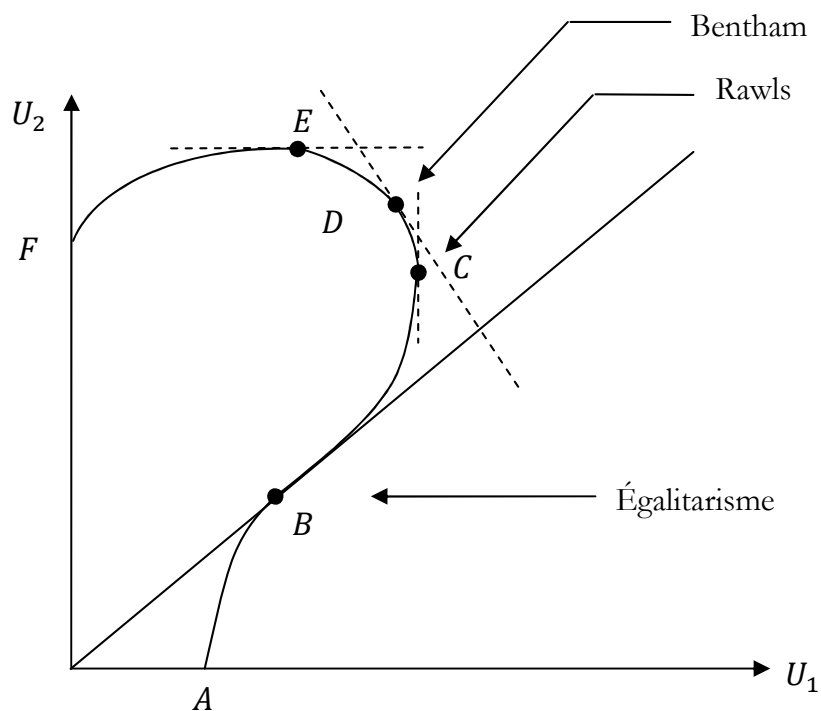


Fig. 2

Il faut donc se donner une *fonction de bien-être social* $W(U_j)$, $j = 1 \dots m$, où j renseigne les m entités (individus, ménages, groupes sociaux, etc.). Dans la littérature économique et politique, les fonctions les plus souvent choisies – et comparées – ont été introduites par :

- J. Bentham⁵, avec $W = \sum_{j=1}^m U_j$, ce qui donne une importance égale à l'utilité de *chaque* agent et donc revient à considérer que la répartition du revenu entre les individus *n'a pas d'importance* et que seule l'*utilité totale* compte : le point D , où la somme des U_j est maximale (pente -1), sera choisi. On note que U_1 et U_2 sont alors (très) différents ;
- J. Rawls⁶, avec $W = \text{Min}(U_j)$, $j = 1 \dots m$, pour qui il s'agit de *maximiser l'utilité des moins bien nantis* (point C , qui maximise U_1).

Remarquons également qu'un critère de *stricte égalité*, représenté par le point B , n'est pas Pareto-optimal. En effet, faut-il refuser une augmentation de U_1 et de U_2 uniquement parce que cette augmentation n'est pas répartie de manière égale entre les agents ?

¹ Économiste et sociologue italien (1909), « Traité d'économie politique ».

² Sen A.K. (1970) : « Collective Choice and Social Welfare » (Holden-Day, San Francisco) – 22.

³ Pisani-Ferry J. et al (2009) : « Politique économique » (Éd. De Boeck).

⁴ Atkinson A. et Stiglitz J. (1980) : « Lectures on Public Economics », McGraw Hill, cité dans ³.

⁵ Philosophe utilitariste britannique (1789) : « Introduction aux principes de la morale ».

⁶ Philosophe américain (1987) : « Théorie de la justice ».

L'incertitude et l'irréversibilité

On ne connaît jamais avec certitude les coûts et les bénéfices futurs d'une politique à un moment donné et cette *incertitude* doit être prise en compte dans l'ACB. L'incertitude est à distinguer du risque pour lequel les probabilités des différents résultats sont connues⁴², ce qui permet de pondérer les coûts et les bénéfices par les probabilités (voir encadré IV). Si tel n'est toutefois pas le cas, il convient de réaliser une étude de sensibilité dans laquelle on fait varier la valeur des paramètres clés. Cette analyse évite de donner une impression trompeuse d'exactitude concernant les valeurs obtenues. Les fondements théoriques de ce distinguo sont cependant discutés et il importe d'en préciser les définitions.

Particulièrement problématiques sont les cas où les coûts sont non seulement incertains, mais aussi potentiellement *irréversibles*. De tels cas sont fréquents dans le domaine de l'environnement mais aussi dans le choix des investissements. Les situations où *incertitude et irréversibilité* se trouvent conjuguées peuvent être traitées à l'aide de différents outils conceptuels, dont la notion de "valeur de quasi-option", qui correspond à la valeur des informations réunies grâce au report d'une décision ayant des conséquences irréversibles (voir encadré V).

⁴² Cette distinction a été introduite en 1929 dans KNIGHT F., *Risk, Uncertainty and Profit*, New York, M. Kelley.

Risque et incertitude

À la suite de F. Knight, les économistes ont longtemps distingué *le risque*, caractérisé par une loi de probabilité *objective*, c'est-à-dire fondée sur la réalisation d'événements aléatoires, de *l'incertitude*, qui ne repose sur aucune base réelle d'information.

Dès 1950, cependant, des théoriciens de la décision (dont Savage) et des économistes (Arrow) ont critiqué cette distinction : « En un mot, *l'incertitude* de Knight semble, étonnamment, avoir beaucoup des propriétés des probabilités ordinaires et l'intérêt de cette distinction n'est pas évident. En fait, son incertitude conduit à peu près aux mêmes réactions chez les individus que ce que d'autres auteurs appellent *risque* »¹.

Treich et Gollier^{2 3} proposent de définir l'incertitude comme une situation risquée telle que *la perception du risque évolue au cours du temps*. Cette caractéristique implique que l'incertitude n'est pas indépendante de l'expérience ou, plus généralement, du niveau des connaissances, et n'est donc *pas un concept statique* : avec l'acquisition progressive du savoir, l'incertitude diminue et permet de réviser les décisions (voir fig. 1, où p_0 , p_1 , p_2 sont des distributions de probabilités).

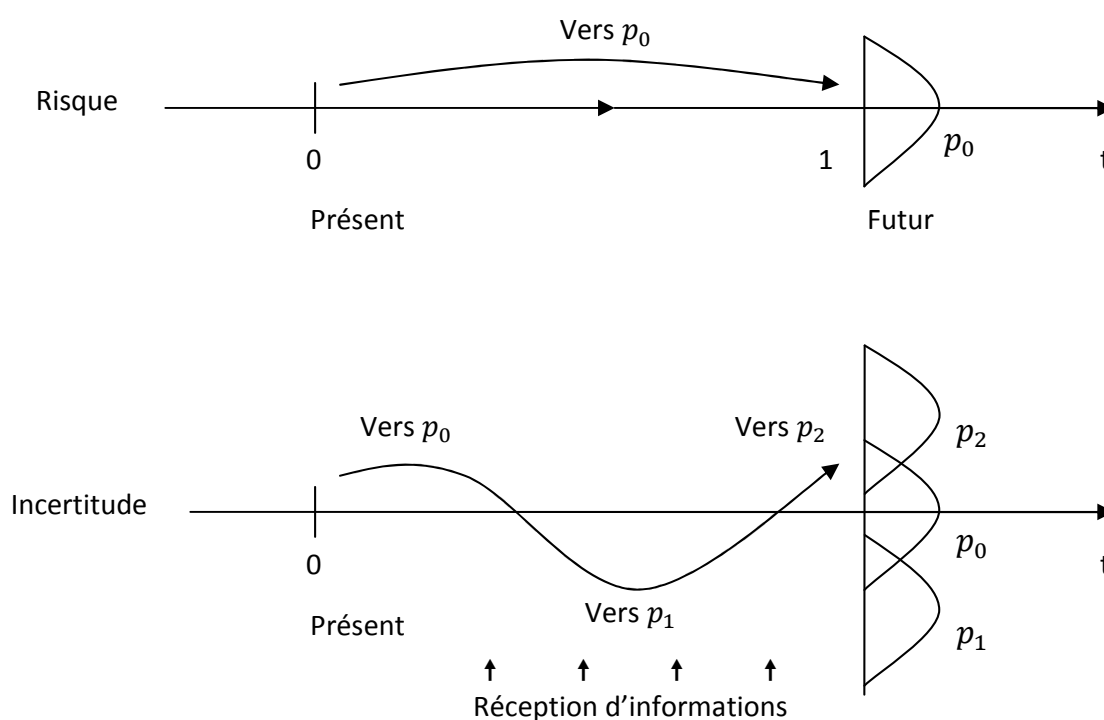


Fig. 1

Ce distinguo peut s'interpréter en termes de probabilités respectivement *a priori* et *a posteriori*.

Supposons qu'une décision soit conditionnée par un « état du monde », la variable aléatoire $\tilde{\theta}$ (p. ex. discrète) représentant les différents états possibles $\theta_1 \dots \theta_m$.

La distribution de probabilités $p(\theta_1 \dots \theta_n)$ rend compte des « croyances » (subjectives) en cet état du monde. Une information supplémentaire y , parmi l'ensemble \tilde{y} des informations possibles, peut intervenir (ou pas), ce qui contribuera à *modifier* ces croyances après la prise en compte de cette information. On note $p(y_1 \dots y_n)$ la probabilité de recevoir un tel message.

La distribution de probabilités ex-ante sera « mise à jour », deviendra probabilité ex-post à la réception d'une information y et sera notée $p(\tilde{\theta}/y)$. Elle sera plus utile que $p(\tilde{\theta})$, car intégrant les nouvelles données disponibles.

L'une se déduit de l'autre par la règle de Bayes :

$$p(\theta_i/y) = p(\theta_i) \times \frac{p(y/\theta)}{p(\tilde{y})}$$

où $p(y/\theta)$ est la probabilité de recevoir effectivement l'information y quand l'état du monde est θ .

On note que plus l'information reçue est « fiable », c'est-à-dire plus $p(y/\theta)$ est proche de 0 ou de 1, plus l'écart entre la probabilité a posteriori $p(\theta_i/y)$ et la probabilité a priori $p(\theta_i)$ est grand.

On distingue ainsi, dans cette interprétation, le *risque*, qui est lié à la réalisation de $\tilde{\theta}$, de l'*incertitude*, qui est liée à la réalisation de \tilde{y} : l'incertitude n'est donc pas indépendante de l'information (de la connaissance, du savoir).

Le décideur, en début de période, ignore θ et y .

¹ Arrow K.J. (1951) : « Alternative approaches to the theory of choice in risk-taking situation » (Econometrica, 19/417-426).

² Treich N. (2000) : « Décision séquentielle et Principe de Précaution » (Cahiers d'économie et sociologie rurales, n° 55-56).

³ Gollier C. et Treich N. (2003) : « Decision-Making Under Scientific Uncertainty: The Economics of the Precautionary Principle » (The Journal of Risk and Uncertainty, 27:1; 77-103).

Prévention et précaution

Comme nous l'avons indiqué, le modèle préventif se distingue du modèle anticipatif : ce dernier essaie d'anticiper les événements éventuellement nocifs pour l'environnement, afin de prendre en temps utile les *précautions* qui apparaissent souhaitables, même si l'existence d'un risque n'est pas établie.

Nous sommes donc dans un contexte d'incertitude (cf. encadré IV). De plus, vu la nature des phénomènes en cause, les décisions ou non-décisions prises sont entachées d'*irréversibilité* : une décision prise à l'étape 1 conditionne de manière irréversible les étapes ultérieures.

Il est important d'essayer de donner au *principe de précaution* une expression économique rationnelle. Nous présenterons et illustrerons l'analyse proposée par Gollier et Treich¹.

*

Le monde du principe de précaution suppose donc :

- une grande incertitude du futur ;
- la possibilité de la réduire par l'acquisition de nouvelles connaissances ;
- l'irréversibilité des décisions
- et ceci dans un horizon de long terme.

Considérons un *décideur unique* (politique, économique,...) qui doit poser au début de la période 1 un choix α_1 inclus dans un ensemble D de choix possibles (fig. 1).

L'effet d'*irréversibilité* des décisions implique que la décision α_2 qu'il aura à poser en début de période 2 est influencée par α_1 .

Chaque décision prise au début de la période j entraînera pour les entités concernées (populations, entreprises, États,...) une utilité u_j .

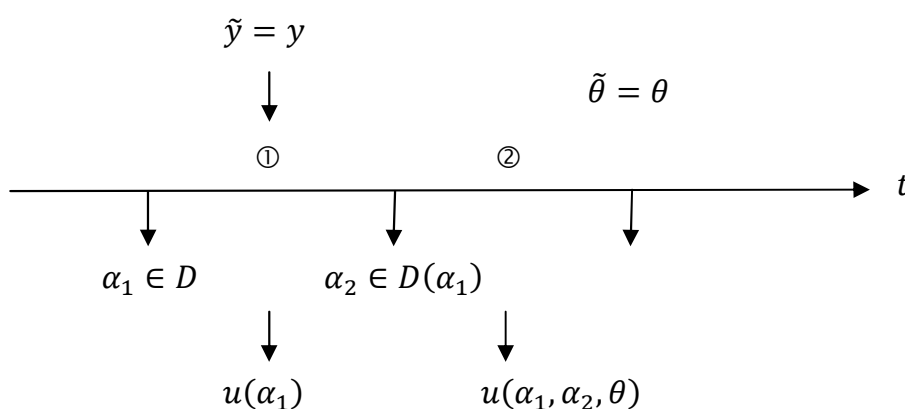


Fig. 1

Au cours de la première période mais après la prise de décision α_1 , on considère que le décideur unique *peut* recevoir un *message* (une information, une avancée scientifique,...) susceptible de réviser « la croyance dans le futur » de ce décideur. Si l'on note \tilde{y} l'ensemble des messages possibles que le décideur peut recevoir (y compris rien), le message particulier qu'il recevra sera noté y . D'un point de vue probabiliste, il *recalculera* une nouvelle « probabilité du futur » selon la règle de Bayes (voir encadré IV).

Par ailleurs, on notera $\tilde{\theta}$ l'ensemble des *états du monde* possibles a priori dont la vraie nature θ ne sera connue qu'à la fin de la deuxième période.

Le décideur unique devra donc maximiser son utilité globale :

$$\underset{\alpha_1 \in D}{\text{Max}} u(\alpha_1) + \left(\frac{1}{1+r}\right) E_{\tilde{y}} \underset{\alpha_2 \in D(\alpha_1)}{\text{Max}} E_{\tilde{\theta}/y} u(\alpha_1, \alpha_2, \tilde{\theta})$$

où :

- r est le taux d'actualisation de long terme (voir encadré II) ;
- $E_{\tilde{y}}$ l'espérance de recevoir un message y ;
- et
- $E_{\tilde{\theta}/y}$ l'espérance de réalisation d'un état du monde particulier θ , compte tenu de la réception du message y .

Au départ, le décideur ne connaît ni \tilde{y} ni $\tilde{\theta}$.

Par rapport aux définitions rappelées précédemment, on distingue le *risque*, caractérisé par $\tilde{\theta}$, de l'*incertitude*, caractérisée par \tilde{y} : cette dernière n'est pas indépendante de la connaissance acquise (le « message » y peut être plus ou moins pertinent) et elle est donc *un concept dynamique*, contrairement au risque.

C'est la variable \tilde{y} qui caractérise rationnellement le principe de précaution, alors que le modèle de prévention est, lui, lié à $\tilde{\theta}$, *concept statique*.

Les modes de gestion sont donc différents (voir tableau).

Modèle	Nature	Mode d'action	Variables
Prévention	Statique	Gestion du risque	$\tilde{\theta}$
Précaution	Dynamique	Gestion du risque et de l'attente d'information	$\tilde{y}, \tilde{\theta}$

Cette formulation générale du problème permet aux auteurs de l'appliquer à diverses situations particulières et de formuler quelques constats de principe. Notons, par exemple :

- La *perspective* de recevoir de l'information dans le futur conduit à adopter une position plus flexible au départ.
- Deux effets jouent en sens inverse :
 - d'une part, les perspectives de nouvelles connaissances conduisent à *moins* se soucier du futur et donc à *augmenter* sa consommation d'un produit (même s'il est « toxique » pour autant qu'il procure une *utilité*) ;
 - d'autre part, la perspective de recevoir ultérieurement des informations complémentaires sur le risque encouru est *elle-même* un « risque » (\tilde{y}), un aléa, qui rend les utilités futures plus *volatiles* ; dans ce cas un consommateur raisonnablement prudent *réduira* sa consommation dans la période 1.

L'un ou l'autre de ces effets peut prévaloir. Ce n'est que lorsque le second est le plus important que le principe de précaution s'applique rationnellement.

- On montre qu'il n'y a pas de *situation absolue* de prévalence de l'un ou l'autre effet : le principe de précaution ne peut se justifier qu'*au regard des préférences du décideur*.
- On constate également que, dans les hypothèses d'une économie de concurrence pure et parfaite, il existe des situations où, même si le principe de précaution se justifie, elles ne constituent pas un *équilibre* de cette économie.

*

Par ailleurs, Treich² évoque une brève analyse des implications de ces analyses sur quelques problèmes d'actualité :

- le Protocole de Kyoto peut être (implicitement) considéré construit sur ces principes : fixer des impératifs à court terme, assortis de mécanismes de flexibilité permettant une future adaptation ;
- les études de Manne-Richels³ (1992) et Nordhaus⁴ (1994), estimant qu'il existerait un avantage finalement assez modeste à contrôler dès aujourd'hui les émissions, plutôt que de différer ces actions de quelque dix ans ; bien entendu, ces résultats ont donné lieu à de fortes controverses.

¹ Gollier C. et Treich N., op. cit.

² Treich N., op. cit.

³ Manne A. et Richels J. (1992) : « Buying Greenhouse Insurance » (Cambridge, MIT Press).

⁴ Nordhaus W.D. (1994) : « Managing the Global Commons » (Cambridge, MIT Press).

III.2.3. La réponse des régulateurs

Rappelons que, par régulateur, on entend ici toute autorité publique qui, à un titre ou un autre, intervient dans la détermination de politiques publiques visant à prévenir ou réduire les impacts environnementaux des activités industrielles. Il peut donc s'agir de tout pouvoir public qui intervient directement ou indirectement (par exemple, en qualité de tutelle sur des agences spécialisées) et qui utilise les différents moyens à sa disposition pour atteindre les objectifs de prévention ou de réduction. Leur démarche comprend deux volets :

- évaluer le risque supplémentaire induit par une substance toxique par rapport au risque qui existe en l'absence d'exposition à cette substance;
- juger, compte tenu de toutes les contraintes à prendre en compte (scientifiques, économiques, technologiques, sociales, ...) si ce risque supplémentaire est acceptable.

L'action publique est donc nécessaire chaque fois que surgit une divergence entre la qualité observée de l'environnement et son niveau souhaitable ou préféré. Dans cette hypothèse, les différentes approches possibles peuvent être classées en différentes catégories :

- les méthodes indirectes;
- les méthodes directes normatives et de contrôle;
- les méthodes directes incitatives.

- Les méthodes indirectes

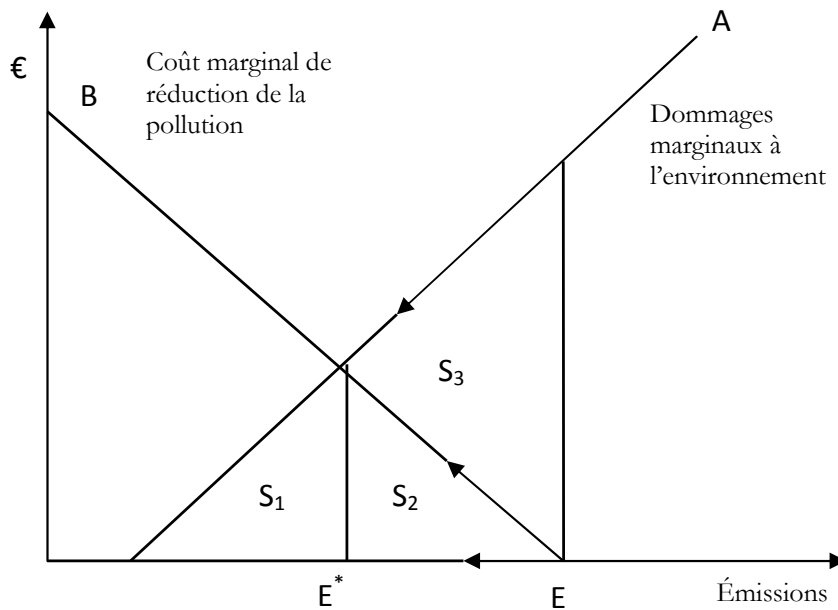
Elles permettent aux opérateurs impliqués dans des problèmes de pollutions environnementales de régler ceux-ci eux-mêmes, soit par négociation, soit par recours à l'arbitrage juridictionnel. On peut, dans ce contexte, faire appel, par exemple, au droit commun de la responsabilité, renforcé par des principes généraux tels que celui du pollueur-payeur⁴³. Dans ce cas, l'efficacité de la loi consiste à amener *indirectement* le pollueur à *internaliser* les dommages environnementaux dont il est à l'origine.

La figure 4 présente le modèle classique de la pollution environnementale par un pollueur donné, qui se caractérise par les coûts marginaux de réduction des émissions et les dommages marginaux à l'environnement correspondants, tous deux relatifs aux taux d'émission d'un polluant particulier.

Le taux d'émission est égal à E pour une production donnée. A ce niveau, les dommages totaux à l'environnement sont égaux à la somme des triangles $S_1 + S_2 + S_3$. Si le droit de la responsabilité oblige le pollueur à compenser les dommages causés à l'environnement, cette règle aura pour effet d'internaliser, chez lui, les dommages environnementaux qui, auparavant, lui étaient extérieurs. Le pollueur est, en effet, amené à réduire ses paiements compensatoires en réduisant ses émissions et en se déplaçant donc vers la gauche sur l'axe des émissions du graphique. Cela aura pour effet dérivé de générer des coûts de réduction.

⁴³ Consacré, notamment, à l'article 130 R, § 2 du Traité de Maastricht : "*La politique de la Communauté dans le domaine de l'environnement vise un niveau de protection élevé, en tenant compte de la diversité des situations dans les différentes régions de la Communauté. Elle est fondée sur les principes de précaution et d'action préventive, sur le principe de la correction par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, sur le principe du pollueur-payeur, ...*"

Figure 4 – Approche indirecte pour la réduction des émissions polluantes



Tant que les coûts marginaux de réduction seront inférieurs aux dommages marginaux, le pollueur sera incité à réduire davantage ses émissions et ce, jusqu'à ce que les coûts de réduction marginaux soient égaux aux dommages marginaux, ce qui correspond au niveau d'émissions E^* sur le graphique. En théorie donc, un système de responsabilisation conduit le pollueur à réduire ses émissions, sans l'intervention directe d'une autorité normative et de contrôle des niveaux d'émission extérieure. Bien entendu, l'efficacité réelle du mécanisme dépend du processus légal par lequel la responsabilité et les compensations éventuelles sont établies.

- Les méthodes directes normatives et de contrôle

Les méthodes directes normatives et de contrôle consistent à fixer directement par des normes soit les niveaux d'émission maxima autorisés (voir figure 2), soit les concentrations maximales ambiantes admissibles, soit encore les technologies ou pratiques que les pollueurs potentiels doivent mettre en oeuvre et à en contrôler l'application.

Le paragraphe III.2.1 relatif aux apports de la science pourrait amener à dire que la fixation de normes impératives est quasiment impossible, tant les incertitudes et les marges d'erreurs scientifiques sont importantes. La démarche la plus sûre serait dès lors d'interdire purement et simplement l'usage ou le rejet de certaines substances polluantes. On conçoit toutefois que cette approche soit très rarement possible et, pour ce qui concerne l'usage, dépende largement des possibilités de substitution et du coût de développement des produits de remplacement. Il est cependant difficile de passer sous silence l'exemple de bannissement des CFC, identifiés comme responsables de l'appauvrissement de la couche d'ozone, par le biais de la Convention

internationale pour la protection de la couche d'ozone⁴⁴ et du Protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone⁴⁵.

Si l'interdiction n'est pas possible, les substances polluantes sont présentes dans l'environnement et il convient d'évoquer le passage de l'*estimation* scientifique des risques liés à la pollution à la *gestion* de ces risques.

Une première remarque s'impose. L'examen de la figure 2 montre que ce qu'il convient de limiter, ce sont les *effets sanitaires finaux*, c'est-à-dire les doses reçues au niveau de chaque être humain. Sur la figure 2, ce niveau d'intervention est qualifié de "primaire". Si les dispositifs normatifs fixaient des valeurs limites à ce niveau, ils seraient invérifiables, puisque non mesurables sauf en de rares exceptions et après des examens complexes et irréalistes à grande échelle. Ils ne présenteraient, en outre, aucun intérêt opératoire pour les industriels eux-mêmes, confrontés à l'exploitation journalière de leurs installations.

Il convient donc de réglementer à un stade plus précoce. Celui-ci peut se situer au niveau des quantités de substances absorbées par l'homme par ingestion, inhalation ou contact direct, autrement dit, au niveau des substances polluantes présentes dans l'air, l'eau et les sols (niveau d'intervention *dérivé 1* sur la figure 2) et avec lesquelles l'homme est en contact. On peut même songer à intervenir à un stade plus précoce encore (niveau d'intervention *dérivé 2* sur la figure 2), c'est-à-dire au niveau du terme source, c'est-à-dire des rejets à la sortie des installations (normes d'émission). Ces deux niveaux d'intervention présentent une qualité fondamentale dans le cadre d'un processus normatif : ils peuvent être *mesurés et contrôlés* et c'est à eux que vont se consacrer les régulateurs, au sens où nous les avons définis plus haut. Ils peuvent s'appuyer, pour ce faire, sur un certain nombre de principes généraux⁴⁶ :

- D'une manière générale, les données d'études sur des *humains*⁴⁷ sont préférables à des données animales dans le but d'évaluer les risques et les relations doses-effets.
- En l'absence de données humaines quantitatives et précises pour écarter les risques, les *données animales* sont utilisées pour évaluer les risques et les relations doses-effets.
- Pour tous les effets toxiques autres que carcinogènes, *un seuil est présumé* dans les courbes doses-effets. Le niveau de dose le plus bas pour lequel aucun effet toxique n'est observé dans toutes les études disponibles est présumé constituer le seuil pour le groupe de sujets (humains ou animaux) dans lequel des données de toxicité ont été collectées.
- Le seuil pour la population humaine est estimé en divisant le niveau pour lequel aucun effet n'est observé par un facteur de sécurité, dont l'ampleur dépend de la nature et de la qualité des données toxicologiques et des caractéristiques de la population humaine.
- Pour les substances carcinogènes, *un modèle linéaire sans seuil* est présumé s'appliquer aux faibles doses, aussi faibles soient-elles, comme indiqué à la figure 5.
- D'une manière générale, les expositions humaines - et doses en découlant - sont estimées pour les membres de la population qui subissent les intensités et contacts les plus élevés (groupes dits à risque).

Ainsi, les risques sont calculés à partir des données disponibles de la science. Lorsque ces données sont incertaines et qu'un ensemble de choix existe, la politique du régulateur favorise

⁴⁴ Signée à Vienne le 22 mars 1985.

⁴⁵ Signé le 16 septembre 1987 et amendé à Londres, le 28 juin 1990. Il prévoyait 100 % de réduction (c'est-à-dire l'arrêt) de la production et de la consommation des principaux CFC pour l'an 2000.

⁴⁶ RODRICKS J. V., *Calculated risks – The toxicity and human health risks of chemicals in our environment*, Cambridge, Cambridge University Press, 1992, p. 188. Ces principes s'appliquent à des substances toxiques mais peuvent être transposés à l'identique pour des substances radioactives.

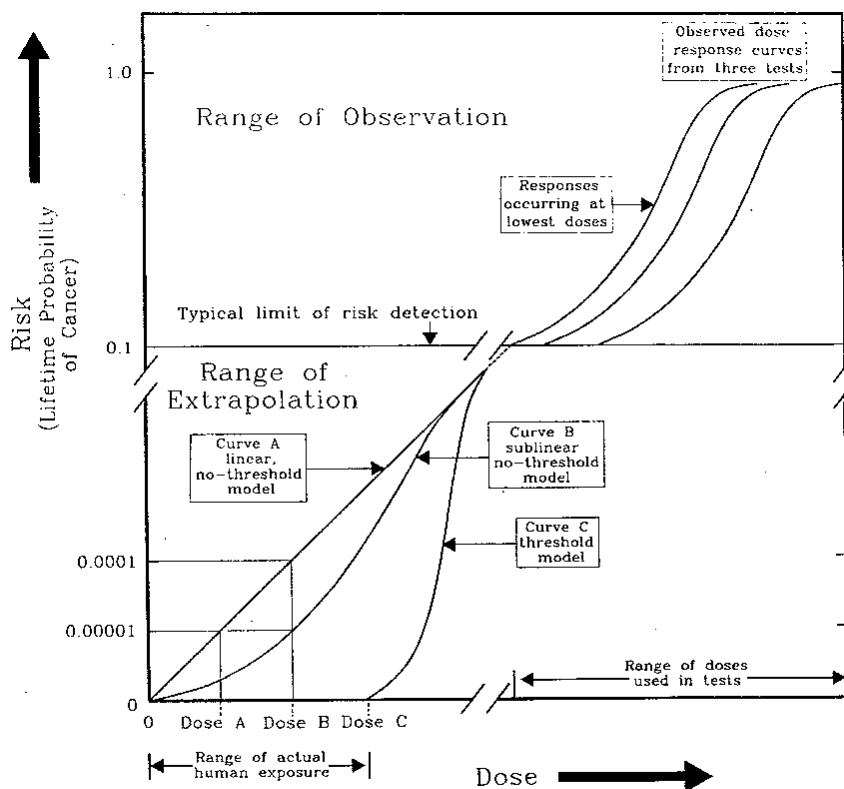
⁴⁷ Par exemple, suite à des traitements médicaux ou des expositions accidentelles.

celui qui conduit à l'estimation la plus élevée du risque, et ceci à toutes les étapes indiquées à la figure 2.

Dans ce processus, les relations doses-effets sont fondamentales lors de la fixation de normes. Plus particulièrement, le problème auquel les régulateurs doivent faire face concerne les effets des faibles doses de polluants auxquelles les populations sont confrontées lors d'expositions chroniques et pour lesquelles aucun effet ne peut être mis en évidence par des études épidémiologiques. La figure 5 résume la situation en la matière.

Cette figure montre (quadrant supérieur droit) les résultats de trois études donnant les effets observés (ici, le risque de développer un cancer au cours d'une vie) pour de fortes doses d'exposition à une substance carcinogène. Il s'agit donc du risque *supplémentaire* encouru par la population exposée par rapport à une population qui ne subit pas cette exposition (dans le cas représenté, entre 10 et 100 % en fonction de la dose reçue). La question est alors de savoir quel est le risque correspondant pour de faibles, voire très faibles doses d'exposition au même carcinogène.

Figure 5 – Courbes doses-effets hypothétiques pour des substances carcinogènes⁴⁸



Aucune étude en laboratoire ne peut mettre en évidence directement, pour des raisons statistiques et pratiques (taille limitée des populations étudiées, protocole opératoire peu représentatif des conditions réelles d'exposition, ...), des risques très faibles, de l'ordre de 5 à 10 %. Il faut donc évaluer ceux-ci en utilisant un modèle permettant d'*extrapoler aux faibles doses* (quadrant inférieur gauche) les effets obtenus à fortes doses. La figure indique les trois possibilités en la matière et montre que la relation linéaire sans seuil est celle qui correspond à la

⁴⁸ RODRICKS J. V., *op. cit.*, p. 175.

maximisation du risque, raison pour laquelle on retrouve le choix de cette hypothèse dans le principe repris ci-dessus⁴⁹.

Enfin, au dernier stade de leur élaboration des normes, les régulateurs sont confrontés à la nécessité de vérifier qu'au niveau de *concentration* (cas du niveau d'intervention dérivé 1) ou d'*émission* (cas du niveau d'intervention dérivé 2) fixé par la norme, le risque pour la population est négligeable et peut donc être accepté (voir encadré VI).

⁴⁹ Il est possible qu'une hypothèse de non linéarité puisse être retenue, s'il n'y a pas de preuve de linéarité et qu'il y a, au contraire, des signes soutenant l'hypothèse de non linéarité. Le mode d'action de la substance toxique peut, en effet, conduire à une relation doses-effets qui n'est pas linéaire, les effets décroissant plus rapidement avec la dose que dans le cas linéaire ou étant essentiellement influencés par les différences individuelles de sensibilité. Voir : ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, *Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health (2000) – Technical Support Document – Volume 1 :Risk Assessment*, EPA-822-B-00-005, October 2000, p. 2-14.

Le cas du chloroforme¹

En 1992, l'Environmental Protection Agency² des Etats-Unis fut amenée à réévaluer les concentrations maximales admissibles en chloroforme³ (CHCl₃) dans l'eau potable. La norme retenue, basée sur des données animales de carcinogénèse, fut fixée à une concentration maximale de 0,0057 mg/l ou 5,7 µg/l (niveau d'intervention dérivé 1). Cette norme était basée sur les hypothèses suivantes :

- Relation doses-effets linéaire sans seuil conduisant à un risque de 0,006 cancer supplémentaire/mg de CHCl₃ absorbé/kg de l'organisme absorbant/jour (pente de la droite applicable aux faibles doses dans la figure 2).
- Absorption quotidienne de 2 litres d'eau par jour pendant une période de 70 ans.
- Poids moyen d'un individu égal à 70 kg.

Il découle de ces hypothèses que la dose de CHCl₃ absorbée par un individu est de :

$$\frac{0,0057 \times 2}{70} = 1,63 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/jour,}$$

ce qui correspond à un risque de $0,006 \times 1,63 \times 10^{-4} = 9,77 \times 10^{-7}$ cancer supplémentaire par personne sur une durée de 70 ans.

Si l'on accepte les hypothèses de ce calcul, cela signifie qu'environ 1 personne sur un million (critère dit du 10⁻⁶) confrontée à une absorption de chloroforme en buvant 2 litres d'eau par jour pendant toute sa vie, développera un cancer au cours d'une durée de 70 ans.

Ce risque a été considéré comme acceptable par le régulateur et la norme a donc été fixée à la concentration maximale admissible de 0,0057 mg/l⁴.

Le critère de *risque additionnel inférieur* à 10⁻⁶ est fréquemment utilisé par les régulateurs pour fixer les normes d'exposition à des substances polluantes et est considéré comme une définition adéquate de la sûreté des populations.

¹ Adapté de RODRICKS J.V., *op. cit.*, p. 197 et de ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, *Ambient Water Quality Criterion for the Protection of Human Health : Chloroform – Revised Draft*, EPA-822-R-04-002, December 2003, p. 1

² Agence fédérale chargée de la protection de la santé des populations et de la sauvegarde de l'environnement naturel (eau, air, sols) dont la vie dépend. Elle a été créée en 1970.

³ Les données concernant la toxicité du chloroforme sur la santé sont telles que des effets carcinogènes ne peuvent être totalement exclus. La population peut être exposée au chloroforme présent dans l'eau potable, suite à l'usage de composés chlorés visant à purifier l'eau des organismes potentiellement pathogènes qu'elle contient.

⁴ En 2003, la norme a été revue compte tenu des derniers résultats alors connus des études concernant la toxicité du chloroforme et a été portée à 0,068 mg/l, soit 12 fois plus, environ, qu'en 1992.

- Les méthodes directes incitatives

Les politiques incitatives directes peuvent prendre essentiellement deux formes :

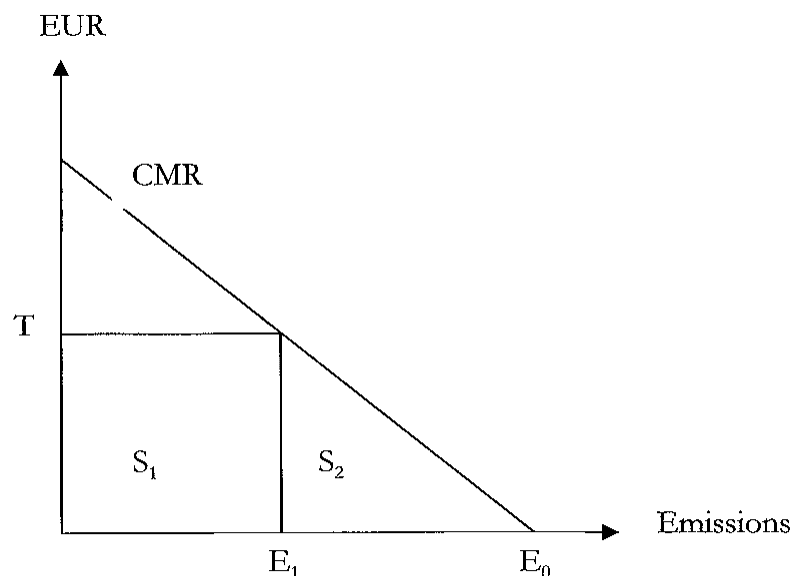
- les taxes et subventions;
- les permis de polluer négociables.

Dans tous les cas, il s'agit de moyens développés par les pouvoirs publics pour inciter les acteurs concernés à adopter un comportement particulier visant à protéger l'environnement.

Les taxes (et subventions).

Les *taxes* laissent l'industrie libre de choisir le niveau de pollution qu'elle entend réaliser, étant entendu que chaque "unité" de pollution (tonne, m³, ...) est frappée d'une taxe. On comprend que ceci pousse l'industriel à minimiser ses coûts et à trouver le procédé le moins coûteux pour réduire ses émissions. La figure 6 résume cette problématique.

Figure 6 – Economie d'une taxation environnementale



La figure représente la fonction (supposée linéaire) du coût marginal de réduction (CMR) de la pollution émise par une entreprise. Le niveau d'émission actuel est E_0 . Si les pouvoirs publics introduisent une taxe T (par unité de polluants émis), on peut montrer qu'il existe un niveau d'émission optimum pour lequel la somme des coûts sera minimale pour l'entreprise. Ce niveau est E_1 , niveau d'émission pour lequel le coût marginal de réduction CMR est égal à T . Pour atteindre ce point, les coûts supportés par l'entreprise seront égaux au triangle S_2 (coût total de réduction des émissions de E_0 à E_1) et au rectangle S_1 (coût de la taxe T portant sur les émissions résiduelles E_1).

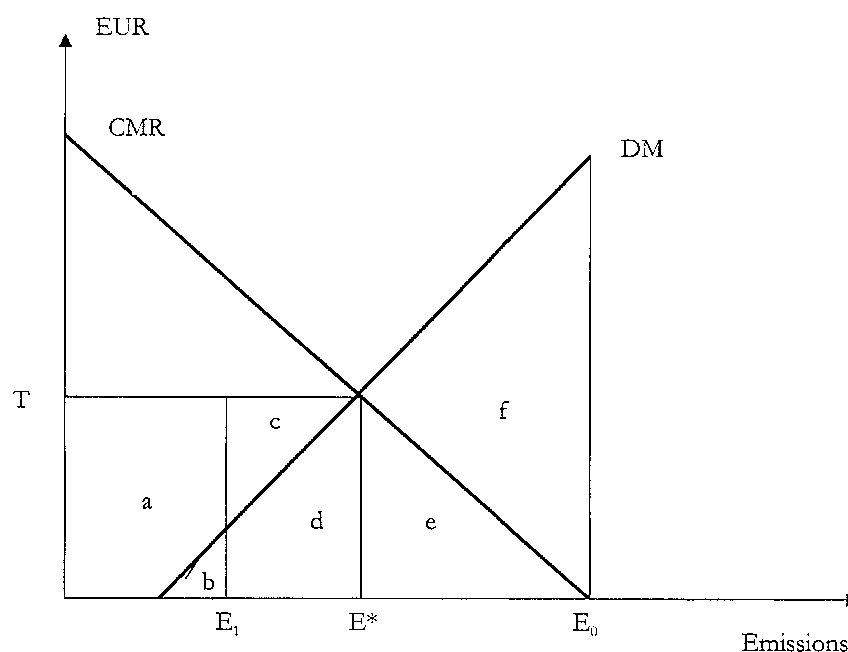
La possibilité qu'aura l'entreprise de répercuter ses coûts sur le marché de ses produits dépendra de la pression concurrentielle et il est possible qu'une telle répercussion ne soit que partiellement (ou pas du tout) réalisable. D'une manière générale, plus la taxe T est élevée, plus la réduction d'émission optimale est importante. En revanche, on remarquera également que plus la pente de

la courbe CMR est élevée, plus la réduction optimale d'émission pour une taxe T donnée est faible.

Si l'on compare cette problématique avec celle de la fixation d'une norme d'émission obligatoire (voir paragraphe précédent) et que cette limite d'émission est précisément E_1 , le coût encouru par l'entreprise pour se conformer à la norme se limite à S_2 , soit un montant inférieur à celui encouru dans un système de taxation. Ceci n'a rien d'étonnant puisque, avec la fixation d'une norme obligatoire, l'entreprise fait face aux mêmes coûts de réduction de ses émissions, mais continue à *bénéficier gratuitement* de l'environnement.

La question se pose évidemment du niveau de la taxe qui soit économiquement efficiente.

Figure 7 – Fixation d'une taxe environnementale efficiente



La figure 7 représente les fonctions habituelles de *coût marginal de réduction des émissions* (CMR) et de *dommage marginal à l'environnement* (DM) pour une entreprise donnée. Le niveau d'émission avant introduction de la taxe est E_0 . Si la courbe CMR est connue, le niveau optimum de la taxe se situe en T , correspondant au niveau optimum d'émission E^* , pour lequel le coût marginal de réduction CMR est égal au dommage marginal DM. Les coûts totaux encourus par l'entreprise pour réduire ses émissions au niveau E^* sont constitués de deux parties : les coûts totaux de réduction (e) et le montant total des taxes payées ($a+b+c+d$). Les premiers coûts sont ceux des moyens techniques que l'entreprise va mettre en œuvre pour réduire ses émissions de E_0 à E^* , tandis que les seconds correspondent à un paiement de l'entreprise aux autorités publiques et couvrent la taxe sur les émissions résiduelles E^* . Du point de vue de l'entreprise, tous ces coûts sont bien réels et doivent être couverts, d'une manière ou d'une autre, par ses recettes. Cependant, du point de vue de la société, il existe une différence entre les deux types de montants. En fait, les taxes environnementales correspondent à des transferts des entreprises (et des consommateurs de leurs produits et/ou leurs propriétaires) vers les pouvoirs publics et, finalement, ceux qui bénéficient de leur politique de redistribution. On remarquera que le passage de E_0 à E^* a eu pour conséquence l'élimination des dommages environnementaux ($e + f$) et que les dommages résiduels ($b + d$) sont inférieurs aux montants payés via la taxe ($a+b+c+d$). Cette constatation met en évidence l'idée que la taxe environnementale est *basée sur le droit à consommer les ressources*

environnementale et non sur une notion de compensation. Deux critiques peuvent encore être ajoutées à ce qui vient d'être dit à propos de la fixation du taux de taxation :

- la fixation d'un taux de taxation unique conduit souvent à une situation dans laquelle les paiements de la taxe par les entreprises excèdent les dommages résiduels;
- la fixation du taux de taxation optimum requiert la connaissance de la courbe de coût marginal de réduction CMR.

Pour pallier la première critique, une solution consiste à introduire une taxation en deux parties : une certaine quantité d'émissions n'est pas soumise à taxation et seul l'excédent par rapport à ce niveau est taxé. Dans la figure 7, si E_1 est le niveau d'émission non taxé et T le taux de taxation frappant l'excédent d'émission, l'entreprise est toujours incitée à réduire ses émissions de E_0 à E^* , mais ses paiements totaux correspondant à la taxation sont réduits à $(c+d)$.

Il est plus difficile de faire face à la deuxième critique, d'autant plus que bon nombre d'entreprises ont des fonctions CMR présentant des pentes réduites. Dans les deux cas de figure (CMR inconnue ou pente faible), le régulateur peut avoir beaucoup de difficultés à fixer le taux de taxation qui conduira à la réduction souhaitée des émissions. Cette critique explique en partie pourquoi bon nombre de régulateurs préfèrent opter pour des normes d'émission (quoique, d'un strict point de vue économique, le résultat puisse être atteint par une taxe fixée à un niveau susceptible d'être augmenté si ce niveau se révèle insuffisant pour atteindre l'objectif poursuivi).

Les permis d'émission négociables

Ces instruments incitatifs sont dotés d'un ensemble de caractéristiques qui leur confère un caractère original par rapport aux instruments analysés jusqu'à présent :

- ils contiennent un *volet normatif* puisque les autorités définissent un plafond d'émissions impératif pour tous les opérateurs concernés;
- ils associent à ce plafond un *nouvel actif financier*, le permis (ou droit) d'émission, qui correspond à l'unité d'émission autorisée (t/an, par exemple);
- le *nombre total* de permis mis en circulation correspond au plafond global fixé par la norme;
- les entités polluantes concernées reçoivent au démarrage du système un certain nombre de permis (quota) et sont ensuite libres de se les transférer, par achats/ventes;
- le système peut fonctionner dans un contexte international (tout comme, d'ailleurs, un système de taxation).

Les parties concernées par le système peuvent donc convenir du transfert d'une fraction d'émissions qui leur sont attribuées et qui sera ajoutée à la quantité attribuée à la partie qui l'acquiert et déduite de celle de la partie qui la cède. En d'autres termes, une partie qui ne peut atteindre ses objectifs en matière de dépollution pourra acheter un permis excédentaire à une partie dont les objectifs en matière de dépollution sont plus qu'atteints.

Le mécanisme des quotas (permis) échangeables est une manière d'atteindre un objectif de la collectivité (réduire des émissions polluantes) qui, défini politiquement, se concrétise par l'introduction d'une contrainte environnementale et de son niveau global (par exemple, réduire les émissions de 50 %) et l'application d'un mécanisme de marché (d'échanges marchands) dont on attend qu'il permette de réaliser l'objectif poursuivi au moindre coût pour les opérateurs concernés et, partant, pour la collectivité tout entière.

Ces dernières années, plusieurs marchés du carbone, par exemple, ont vu le jour et ceux-ci sont conçus, soit sur base volontaire (Chicago Climate Exchange), soit sur base contraignante

(BlueNext où s'échangent les permis de l'EU-ETS⁵⁰). Ils peuvent donner lieu à des échanges de permis d'émission entre deux entités dont les engagements de réduction sont couverts par le même accord (protocole de Kyoto ou système EU-ETS ou, encore, Chicago). Selon les marchés, les échanges peuvent avoir lieu entre Etats (protocole de Kyoto) ou entre des agents émetteurs (EU-ETS ou Chicago).

IV. Le principe de précaution

Au cours des dernières décennies, nous avons été de plus en plus sensibilisés à l'ampleur croissante des atteintes à l'environnement. Si certaines pollutions sont géographiquement limitées, d'autres peuvent affecter une partie significative de notre planète, voire même sa totalité. Ainsi, l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl a-t-il eu des conséquences qui se sont étendues, à des degrés variables, à la quasi-totalité de l'hémisphère Nord. Les atteintes à la couche d'ozone, les changements climatiques ou l'appauvrissement de la biodiversité concernent l'ensemble de la planète.

Dès la fin des années 1970, ces phénomènes ont entraîné des prises de conscience de plus en plus aiguës et, d'une affaire d'experts et de niveau national ou régional, la problématique de la protection de l'environnement est devenue une affaire de tous et de niveau international.

Pour illustrer la prise de conscience dont nous venons de parler, on peut citer le cas du philosophe allemand Hans Jonas et de son livre "Le principe responsabilité" publié en 1979⁵¹. Dans cet ouvrage, Jonas défend la thèse de la nécessité d'une nouvelle éthique, face au "Prométhée déchaîné" auquel la science, la technologie et l'économie confèrent des forces inconnues jusqu'ici. Selon Jonas, les problèmes auxquels est confrontée l'humanité aujourd'hui se caractérisent par leur amplitude inhabituelle, leur inscription dans le long, voire le très long terme, leur irréversibilité et leur effet cumulatif⁵². La technique moderne, ajoute-t-il, est à l'origine d'actions et de perturbations d'un ordre de grandeur nouveau, avec des conséquences inédites et telles que l'éthique traditionnelle ne suffit plus à les analyser. Il appartient dès lors à l'humanité de se doter des lois nécessaires pour qu'il existe encore un monde pour les générations futures et son devoir est de préserver le monde physique actuel, de manière à ce que les conditions nécessaires à la présence de cette humanité future soient respectées⁵³.

Devant la montée de l'ampleur des problèmes et des prises de conscience subséquentes, les *modèles curatifs et préventifs* que nous avons présentés plus haut et qui caractérisaient notre attitude vis-à-vis de la protection de l'environnement ont, pour certains, atteint les limites de leur pertinence et l'on voit se dessiner aujourd'hui les contours d'un nouveau modèle que l'on pourrait qualifier d'*anticipatif*. Constatant que la science ne peut pas toujours et partout « produire des certitudes », ce modèle intègre une sorte de désenchantement vis-à-vis de celle-ci. La menace étant perçue comme globale et collective, la prévention au sens classique (prévenir sur base de ce que l'on connaît) ne suffit plus. Dans cette optique, il faut *agir* pour prévenir la dégradation de l'environnement, même si ce n'est pas en connaissance de cause, pour éviter l'irréparable. La "précaution" ainsi définie s'oppose à ce que l'on retarde l'adoption de mesures de protection de l'environnement en raison de la nature encore incertaine des risques. Cette précaution prend soit la forme d'une injonction à agir, alors même que la nature du risque n'est pas clairement identifiée, soit la forme d'une obligation de s'abstenir, au motif qu'une menace pourrait peser sur

⁵⁰ Système de permis échangeables défini dans le cadre de l'Union européenne.

⁵¹ JONAS H., *Le principe responsabilité – Une éthique pour la civilisation technologique*, Paris, Editions du Cerf, 1993 (traduction).

⁵² *Ibidem*, pp. 13, 14 et 25.

⁵³ *Ibidem*, pp. 29 et 30.

notre environnement. L'incertitude devient ainsi un élément central du processus décisionnel (encadré V).

IV.1. Énoncé du principe

Les premiers énoncés du principe de précaution remontent à la fin des années 1980⁵⁴. Depuis, il s'est inscrit dans de nombreux instruments du droit international ou national, sous la forme de simple référence ou de définitions plus complètes.

A titre d'exemples :

Article 130 R, § 2 du traité de Maastricht du 7 février 1992 (Union européenne)

"La politique de la Communauté dans le domaine de l'environnement vise un niveau de protection élevé, en tenant compte de la diversité des situations dans les différentes régions de la Communauté. Elle est fondée sur les principes de précaution et d'action préventive, sur le principe de la correction, par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, et, sur le principe du pollueur-payeur ..."

Déclaration de Rio du 13 juin 1992 sur l'environnement et le développement (Nations Unies)

"Principe n° 15 : Pour protéger l'environnement, des mesures de précaution doivent être largement appliquées par les Etats selon leurs capacités. En cas de risques graves ou irréversibles, l'absence de certitude scientifique ne doit pas servir de prétexte pour remettre à plus tard l'adoption de mesures effectives visant à prévenir la dégradation de l'environnement."

Constitution française

« Lorsque la réalisation d'un dommage, bien qu'incertaine en l'état des connaissances scientifiques, pourrait affecter de manière grave et irréversible l'environnement, les autorités publiques veillent, par application du principe de précaution et dans leurs domaines d'attribution, à la mise en œuvre de procédures d'évaluation des risques et à l'adoption de mesures provisoires et proportionnées afin de parer à la réalisation du dommage. »⁵⁵

IV.2. Sécurité juridique

L'industriel a besoin de sécurité juridique. En matière de protection de l'environnement, celle-ci est effective lorsqu'il est soumis, par exemple, à une norme d'émission d'un polluant. Le principe de précaution est d'une autre nature et l'examen de sa formulation dans différents textes met en évidence son manque de précision. Cette formulation permet d'épouser un nombre indéterminé de situations : toutes celles dans lesquelles il existe, ou il est susceptible d'exister, un risque mal ou même non identifié pour l'environnement. Ceci constitue évidemment une source d'affaiblissement de sécurité juridique. Il est d'ailleurs souvent nécessaire d'écrire des documents interprétatifs ou explicatifs⁵⁶ à son sujet.

Le principe de précaution a aujourd'hui dépassé le champ de la philosophie pour entrer dans celui du droit et il figure d'ores et déjà dans des textes juridiques ayant une réelle portée normative. Or, il n'est pas sans incidence sur la gestion et la sanction des responsabilités. Si, jusqu'à présent, « l'incertitude du savoir » pouvait exonérer, il n'en va plus de même avec le principe de précaution : l'incertitude des connaissances n'excuse pas, et doit même être prise comme une incitation à plus de prudence. En d'autres termes, *la précaution augmente les responsabilités.*

⁵⁴ Voir notamment la déclaration ministérielle du 25 novembre 1987 adoptée à l'issue de la deuxième conférence internationale sur la protection de la mer du Nord.

⁵⁵ Loi constitutionnelle relative à la Charte de l'environnement, 2 mars 2005, art. 5.

⁵⁶ Voir notamment la communication de la Commission européenne du 2 février 2000 [COM(2000)1].

Le droit commun de la responsabilité a pour fonction de garantir la réparation de dommages existants et consécutifs à une faute commise par un tiers et qui est la cause de ces dommages. Les trois éléments constitutifs de la responsabilité sont donc *la faute, le dommage et le lien de causalité* entre la faute et le dommage.

Aujourd'hui, le fait de se comporter « en bon père de famille », ou de respecter les normes de conduite professionnelle ou les règles de l'art en vigueur dans une profession peuvent conduire à l'exonération de responsabilité. Cette dernière ne peut, par ailleurs, être engagée qu'en fonction de ce que l'on peut savoir et, par conséquent, l'imprévisibilité du dommage est aussi une cause d'exonération de la responsabilité. L'obligation de prendre les précautions voulues pour éliminer les dangers relève du "devoir général de prudence et de diligence" et il s'agit là en principe d'une obligation de moyens. Selon la jurisprudence belge, la violation de ce devoir ne constitue une faute que si le dommage est prévisible dans les circonstances de temps et de lieu données⁵⁷. Le juge doit apprécier les faits critiqués en se plaçant dans les circonstances où ils se sont produits sans céder à la tentation de les juger a posteriori à la lumière d'éléments d'information et d'appréciation dont ne pouvaient disposer ceux qui avaient à prendre une décision.

Le principe de précaution pourrait donc jouer ici à deux niveaux :

- en relevant l'exigence de prudence;
- en élargissant le champ de la prévisibilité.

La faute pourrait, en effet, être jugée non seulement au regard des données qui étaient en possession des décideurs au moment des faits ou qu'ils auraient dû ou pu connaître mais, surtout, qui pourraient apparaître ultérieurement ! Selon A. Milne, ingénieur britannique spécialiste de l'industrie chimique : "*S'il est vrai que la loi rétrospective est insuffisante, la loi prospective représente, quant à elle, un parfait non-sens puisqu'elle demande à tout un chacun de connaître par avance les crimes non encore identifiés dont il pourrait être rendu coupable à une date future indéterminée.*"⁵⁸

L'idée de juger un responsable à partir de connaissances qui auraient évolué au fil du temps et qui lui échappaient au moment de la prise de décision peut paraître choquante. L'industriel, comme tout un chacun d'ailleurs, a besoin de connaître la règle qui s'applique à lui et ne peut d'ailleurs la respecter qu'à cette condition.

- Le "risque de développement" constitue une belle illustration de ce qui précède. Au niveau européen, il a été introduit par une directive, adoptée en 1985, concernant la responsabilité du fait des produits défectueux⁵⁹. Après avoir consacré, dans son article premier, le principe de la responsabilité objective du producteur quant au dommage causé par le défaut d'un produit, la directive formule un certain nombre de cas d'exonération de cette responsabilité et dispose notamment en son article 7 :

"Le producteur n'est pas responsable en application de la présente directive s'il prouve :

...

(e) que l'état des connaissances scientifiques et techniques au moment de la mise en circulation du produit par lui n'a pas permis de déceler l'existence du défaut;

..."

⁵⁷ de SADELEER N., *op. cit.*, p. 213.

⁵⁸ Cité dans GODARD O., L'ambivalence de la précaution et la transformation des rapports entre science et décision, in : GODARD O., *Le principe de précaution dans la conduite des affaires humaines*, Paris, Editions de la Maison des sciences de l'Homme, 1997, p. 66, note infrapaginale n° 52.

⁵⁹ Directive 85/374/CEE du Conseil du 25 juillet 1985 relative au rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives des Etats membres en matière de responsabilité des produits défectueux (JOCE L210 du 7 août 1985, pp. 29 à 33).

Cette hypothèse désigne ce que l'on appelle le risque de développement. La transposition, en décembre 1992, de la directive en France fit l'objet de débats au point que le gouvernement dut retirer le projet de loi de l'ordre du jour de l'Assemblée. Certains parlementaires souhaitaient, en effet, que le risque de développement ne soit pas exonérateur de la responsabilité des producteurs, alors que d'autres estimaient qu'il n'était pas juste, même à des fins d'indemnisation, d'apprécier un acte en fonction de connaissances que l'on est à même de ne connaître qu'ex-post⁶⁰.

- A l'inverse, on notera que le paragraphe 32 de la loi allemande du 20 juin 1990 sur la biotechnologie (loi visant les organismes génétiquement modifiés) exclut, *au nom du principe de précaution*, toute cause d'exonération liée au risque de développement. La justification de cette approche tient au fait que ces techniques sont encore au début de leur développement et qu'il est impossible de faire, en ce domaine, des prévisions en matière de sécurité⁶¹.

IV.3. Effets indésirables

Au début des années 1990, Greenpeace utilisait comme slogan à propos de la mer du Nord : "*Aucun rejet ne doit être déversé en mer à moins que son innocuité ne soit prouvée.*" Dans son recours déposé en 1998 devant le Conseil d'Etat français contre le maïs Novartis, la même organisation soutenait que "*L'application de ce principe (de précaution), en l'espèce, impose qu'aucune décision d'introduction d'OGM dans l'écosystème ne puisse être prise tant qu'il n'est pas démontré 'au cas par cas' l'innocuité de l'organisme en question pour l'environnement et la santé publique.*"⁶²

Ces thèses, dont les énoncés sont simples et susceptibles de recueillir l'adhésion d'un grand nombre de personnes, puisqu'elles sont la traduction de l'adage populaire "dans le doute, abstiens-toi", soulèvent à l'analyse de nombreuses questions et constituent des exemples types de l'utilisation stricte du principe de précaution (attitude que certains appellent le « précautionnisme »⁶³) et des trois conséquences négatives que celle-ci peut engendrer : la référence au risque zéro, le scénario du pire et l'inversion de la charge de la preuve. Avec O. Godard, on peut remarquer que ces trois composantes conduisent à une "règle d'abstention généralisée" dont on néglige généralement d'analyser les conséquences et qui débouche dans la plupart des cas sur une dynamique de comportement qui va à l'encontre des objectifs que l'on devrait poursuivre, à savoir établir une meilleure gestion des risques et restaurer une plus grande confiance dans la décision publique et l'expertise scientifique⁶⁴.

IV.3.1. La référence au dommage zéro

C'est un lieu commun que d'affirmer que le risque zéro n'existe pas. Toute activité humaine (y compris celle de naître) et, en particulier, toute activité industrielle, implique différentes sortes de risques. Le dommage zéro est une norme irrationnelle dont la poursuite est une utopie. L'abstention fondée sur le *dommage zéro* pose implicitement qu'il existe un choix entre une option réputée risquée et d'autres qui ne le seraient pas. Or, dans la plupart des cas, les décideurs doivent plutôt affronter des situations où il faut arbitrer entre différents types de risques, non seulement

⁶⁰ Voir EWALD F., La véritable nature du risque du développement et sa garantie, in : *Risques*, n° 14, avril-juin 1993, pp. 9 à 47.

⁶¹ Gesetz zur Regelung von Fragen der Gentechnik, vom 20 Juni 1990, Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1990, teil I, pp. 1080-1095. Voir aussi de SADELEER N., *op. cit.*, p. 217, note infrapaginale n° 536.

⁶² GODARD O., Le principe de précaution, in : *Projet*, mars 2000, n° 261, pp. 51 à 62, sp. p. 51.

⁶³ BRONNER G. et GEHIN E., *L'inquiétant principe de précaution*, Paris, PUF, 2010.

⁶⁴ GODARD O., Le principe de précaution, *op. cit.*, mars 2000, pp. 51 à 62, sp. p. 51.

techniques, mais aussi économiques, politiques ou sociaux. Tous ces risques n'ont pas la même nature et leur comparaison peut être difficile. Dans ce contexte, le critère de décision, pour être pertinent, devrait être formulé de manière à refléter clairement que refuser un certain niveau de risque sur une option, c'est accepter d'autres prises de risques dans d'autres options, y compris celle de ne rien faire !

La seconde remarque que l'on peut faire à propos du *dommage zéro* est que cette option risque de porter un coup sévère au développement de la recherche fondamentale et aux démarches d'innovations technologiques qui caractérisent fondamentalement la société industrielle. L'innovation représente, non seulement un élément essentiel du progrès de l'économie, mais aussi du développement de systèmes tels les soins de santé, par exemple. Elle est, en fait, une des modalités principales d'existence de la société développée.

En définitive, en matière de risque ou de dommage potentiel, il convient, comme nous l'avons déjà souligné, de se référer à un niveau de risque acceptable, à un seuil, quelles que soient, par ailleurs, les difficultés inhérentes à cette démarche et qui sont liées, tantôt à la détermination de sa valeur, tantôt à la légitimité de l'instance habilitée à le fixer.

IV.3.2. Le scénario du pire

L'option *scénario du pire* implique une hiérarchisation implicite des options en présence. Ceci n'est pas toujours réaliste, ni même réalisable, en particulier lorsque les connaissances scientifiques ne sont pas solidement établies, ce qui est précisément le cas des situations visées par le principe de précaution. Il faut, en cette matière, se méfier de ce que P. Lagadec appelait "le vertige apocalyptique"⁶⁵.

La référence au scénario du pire découle de *l'exigence de la preuve d'innocuité* et de l'attitude selon laquelle, en situation de risque, une hypothèse non infirmée devrait être tenue provisoirement pour valide, même si elle n'est pas formellement démontrée. Puisque les dommages sont simplement réputés possibles ou ne peuvent être exclus formellement, la règle de l'abstention conduit généralement à se focaliser sur la pire éventualité.

En contexte scientifique et/ou social controversé, où plusieurs théories non encore validées s'affrontent et où chacun s'accorde sur le fait que des informations inattendues (bonnes ou mauvaises) ne sont pas exclues, identifier le scénario du pire exige de définir des conventions permettant de choisir, parmi les séquences causales fort nombreuses et les modélisations permettant l'évaluation de leurs conséquences, celles qui sont *vraiment pertinentes* et d'arrêter à un certain niveau l'exploration de l'arborescence des effets. De telles conventions contiennent *inévitablement* des considérations extra-scientifiques. Dès lors, on imagine volontiers que des intervenants puissent choisir une définition du pire en vue de discréditer l'option adverse et mobiliser, pour atteindre leurs objectifs, toute l'argumentation qu'ils pourront appuyer sur l'état, précisément controversé et incertain, des connaissances disponibles. Dans ce cadre, le débat n'a pas de fin.

Il n'est pas non plus sans intérêt de rappeler ici, d'une part, la contrainte économique qui pèse sur les activités d'étude et de recherche et qui peut influencer la teneur de l'exercice en limitant l'éventail des possibilités effectivement explorées⁶⁶.

⁶⁵ Voir supra.

⁶⁶ Voir, par exemple, ce que nous avons dit supra à propos de l'étude Rasmussen ou de celle réalisée pour le site de Canvey Island.

IV.3.3. L'inversion de la charge de la preuve

Si, jusqu'à présent, il appartenait à ceux qui craignent un risque ou un dommage d'apporter la preuve de son existence, le principe de précaution pourrait bien avoir pour conséquence d'inverser ce processus. Dans ce cas, il appartiendrait aux promoteurs de projets ou de technologies nouvelles ou aux responsables d'activités industrielles d'apporter la preuve de l'absence de dommages pour que leurs initiatives puissent aboutir.

Cette constatation est fondamentale : historiquement, le doute, voire l'inconnu, scientifique, profitait plutôt au développement de l'activité ou du produit; désormais, c'est l'inverse : "in dubio pro natura"⁶⁷.

On remarquera ici que, dans les contextes incertains et controversés auxquels se réfère le principe de précaution, la science n'est pas plus à même de fournir la preuve de l'absence de risques – pour autant que cela soit possible – que le contraire. L'inversion de la charge de la preuve peut s'inscrire soit dans le cadre de l'épistémologie positiviste traditionnelle selon laquelle la science est capable de réduire toute incertitude, moyennant une poursuite suffisante de la recherche, soit dans le cadre d'une épistémologie de la relativité de la connaissance selon laquelle il existe des zones irréductibles d'indétermination scientifique.

Dans la première hypothèse, le principe de précaution conduit à l'introduction de délais supplémentaires nécessaires à l'obtention des éléments de preuve manquants et, partant, de mise en œuvre des activités supposées porteuses de risques. Les questions qui se posent ici sont celles de la compatibilité du rythme du développement des connaissances avec celui du développement technologique et de la rencontre des horizons temporels des divers acteurs industriels, politiques, scientifiques ou sociaux.

Dans la seconde hypothèse, l'exigence de la preuve de l'innocuité est sans pertinence et l'homme est, en quelque sorte, *condamné à décider dans le doute*. Dans ce cas, le discours fondamentaliste sur le principe de précaution et le changement de paradigme qui en découle quant à la charge de la preuve peuvent s'interpréter comme des stratégies utilisées par les acteurs pour parvenir à des fins politiques ou sociales déterminées. En somme, il s'agit ici, tout simplement, de prendre de la distance vis-à-vis du concept même de preuve scientifique, que celle-ci intervienne à charge ou à décharge.

La logique du principe de précaution demande, dans les deux approches, un accompagnement particulier de la décision prise :

- en cas de *décision de report et de temporisation*, la mise sur pied ou la poursuite d'un processus de recherche pour accroître la connaissance du risque et, au vu des résultats, prendre éventuellement les décisions qui avaient été différées;
- en cas de *décision en faveur de l'action* concernée en dépit de l'absence de certitude sur son caractère dommageable, la mise sur pied d'un processus de suivi des conséquences de façon à pouvoir tirer parti des informations apportées par l'expérience et prendre les mesures de correction qui s'avèreraient nécessaires.

Cependant, cette symétrie de *distance par rapport à la preuve* semble incompatible avec le principe de précaution lui-même, puisque celui-ci veut précisément instaurer une asymétrie dans l'analyse des problèmes et dans la prise de décision, au nom d'un combat contre l'irréversibilité. C'est parce que la réalisation de certains risques (encore incertains) aurait un caractère *irréversible* que serait

⁶⁷ de SADELEER N., *op. cit.*, p. 192.

justifiée la liberté prise avec l'exigence de la preuve du dommage. En fait, l'irréversibilité est une caractéristique parmi d'autres du dommage et ne permet pas de faire l'économie de l'appréhension du dommage lui-même (conséquences économiques, sociales, politiques, identité des groupes à risques, ...) et des perspectives d'amélioration future de l'information sur ce dommage ou sur les moyens d'action dont on dispose.

En réalité, il y a deux grandes raisons pour s'abstenir d'une action à laquelle est associé un risque de dommage irréversible :

- si l'ampleur du dommage pour la collectivité dépasse les avantages attendus par elle de l'activité qui en est la cause;
- si le coût de report d'une décision aux effets potentiellement irréversibles est inférieur aux avantages qu'il sera possible de retirer dès lors que les décisions pourront être mieux ajustées au moment où elles devront être prises, en raison de l'amélioration de l'information obtenue grâce à ce délai.

En tout état de cause, on se trouve donc devant la nécessité d'un calcul économique de comparaison entre le coût du dommage et celui de son évitement. C'est en fonction de ces évaluations que les décideurs pourraient être à même d'adopter une position *proche* d'une exigence de preuve du dommage ou de preuve de l'absence du dommage. Ce choix ne peut toutefois résulter de la seule référence à un principe très général, mais dépend d'une appréciation circonstanciée, au cas par cas, du contexte de risque considéré.

Annexe – Exemples d'accidents industriels de grande ampleur (depuis le début du XXe siècle)

Activité	Chimie	Energie	Description sommaire
<p>Extraction des matières premières</p> <p>Transport de substances dangereuses</p>	<p>Los Alfaques –Espagne (1978)</p> <p>Toronto – Canada (1979)</p>	<p>Courrières – France (1906)</p> <p>Aberfan – Royaume-Uni (1966)</p> <p>Ixtoc 1 – Golfe du Mexique (1979)</p> <p>Deepwater Horizon – Golfe du Mexique (2010)</p> <p>Tokyo – Japon (1977)</p> <p>Amoco Cadiz – France (1978)</p> <p>Exxon Valdez – USA (1989)</p>	<p>Explosion dans une mine d'extraction de charbon (1100 morts)</p> <p>Glissement d'un terril de charbon (144 morts)</p> <p>Incendie d'une plate-forme de forage pétrolier (rejet estimé de 3,5 millions de barils – c. 500.000 tonnes - de brut)</p> <p>Explosion d'une plate-forme de forage pétrolier (rejet estimé entre 2 et 4 millions de barils de brut – c. 300 à 600.000 tonnes - en trois mois)</p> <p>Explosion d'un camion transportant 18 tonnes de propylène liquéfié (216 morts)</p> <p>Incendie d'un convoi ferroviaire comprenant des wagons de chlore, butane, propane, ... (évacuation de 240.000 personnes)</p> <p>Incendie d'un navire transportant 80.000 m³ de gaz (obligation de torpiller le navire)</p> <p>Echouement d'un pétrolier au large des côtes bretonnes (perte de 223.000 tonnes de brut et marée noire)</p> <p>Echouement d'un pétrolier au large des côtes de l'Alaska (perte de 40.000 tonnes de brut et marée noire)</p>

Process	Stockage de produits dangereux	Bhopal – Inde (1984)	Rupture d'étanchéité d'un réservoir contenant 40 tonnes d'isocyanate de méthyle qui se répandent dans l'atmosphère (bilan incertain, 3.500 morts selon bilan officiel)
		Toulouse – France (2001)	Explosion de 300 tonnes de nitrate d'ammonium (30 morts, dégâts matériels considérables)
		Mexico City – Mexique (1984)	Explosion et incendie dans la zone de stockage d'une raffinerie (500 morts)
		Seveso – Italie (1976)	Rupture d'étanchéité d'un réacteur chimique et rejet de tetra-chloro-dibenzo-dioxine dans l'environnement (dégâts matériels et impact médiatique importants)
		Three Mile Island – USA (1979)	Fonte du cœur d'un réacteur nucléaire (dégâts matériels et impact médiatique importants)
		Tchernobyl – URSS (1986)	Explosion d'un réacteur nucléaire (bilan humain incertain – 30 morts immédiats – dégâts matériels considérables et contamination radioactive très étendue)
		Fukushima – Japon (2011)	Destruction des structures de trois réacteurs suite à un tremblement de terre suivi d'un tsunami (bilan humain incertain – dégâts matériels considérables et contamination radioactive très étendue).