

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



RAPPORT N° 268

**LA GESTION DU RISQUE
ASSOCIE AUX DECHETS RADIOACTIFS
A HAUTE ACTIVITE ET A VIE LONGUE**

*Dossier technique élaboré
pour la Mission Collégiale de Concertation Granite*

*J. LOCHARD, C. SCHIEBER, T. SCHNEIDER,
P. CROUAIL, J DEGRANGE, A. LE DARS*

Août 2000

Contrat : MCCG/JM/025.00

SIÈGE SOCIAL ET ADMINISTRATIF :

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

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

SOMMAIRE

AVANT-PROPOS	V
---------------------	----------

DOSSIER N°1

QUELQUES ELEMENTS SUR LA RADIOACTIVITE, LES EFFETS DES FAIBLES DOSES ET LA RADIOPROTECTION	1
1. QU'EST-CE QUE LA RADIOACTIVITE ?	3
2. L'EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS	7
3. QUELS SONT LES RISQUES ASSOCIES A L'EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS ?	9
4. LES EXPOSITIONS ACTUELLES DE L'HOMME AUX RAYONNEMENTS IONISANTS	11
5. UNE ESTIMATION DU RISQUE POUR LA POPULATION FRANÇAISE	17
6. QU'EST-CE QUE LA PROTECTION RADIOLOGIQUE ?	21
BIBLIOGRAPHIE	25

DOSSIER N°2

UN HISTORIQUE DE L'EVOLUTION DES IDEES EN MATIERE DE GESTION DES DECHETS NUCLEAIRES A HAUTE ACTIVITE ET A VIE LONGUE	27
SYNTHESE	29
1. L'EMERGENCE DE LA PREOCCUPATION VIS-A-VIS DES DECHETS RADIOACTIFS	31
1.1. Les grandes étapes de l'implantation de l'énergie nucléaire	31
1.2. L'émergence de la préoccupation internationale envers la gestion des déchets nucléaires : 1950-1970	34
2. LES PREMIERS DEBATS ENTRE DILUTION OU CONFINEMENT DE LA RADIOACTIVITE	37
2.1. L'option dilution/dispersion par des largages en mer	37
2.2. L'option concentration/confinement des déchets par le conditionnement et l'élaboration d'installations de stockage	39
3. L'EVOLUTION DES RECHERCHES SUR LE STOCKAGE GEOLOGIQUE	41
3.1. Les objectifs initiaux du stockage géologique	41
3.2. La prise en compte du droit des générations futures	47
3.3. La réversibilité	50
3.4. Le redéploiement des options possibles pour la gestion des déchets en France : La loi du 30 décembre 1991	53
4. LA SITUATION ACTUELLE	57
4.1. La situation à l'étranger	57
4.2. La situation en France	59
5. CONCLUSION	65
BIBLIOGRAPHIE	67

DOSSIER N°3

LA GESTION DU RISQUE RADIOLOGIQUE ASSOCIE AUX DECHETS A HAUTE ACTIVITE ET A VIE LONGUE	71
SYNTHESE	73
1. QU'EST-CE QU'UN DECHET RADIOACTIF ?	75
2. COMMENT CLASSER ET GERER LES DECHETS RADIOACTIFS ?	77
2.1. Les caractéristiques des déchets	77
2.2. La destination des différents types de déchets	81
3. L'ORIGINE, LE VOLUME ET LA LOCALISATION DES DECHETS A HAUTE ACTIVITE ET A VIE LONGUE	83
4. UN RISQUE RADIOLOGIQUE POTENTIELLEMENT IMPORTANT	89
5. LA PROTECTION ACTUELLE CONTRE LE RISQUE RADIOLOGIQUE ASSOCIE AUX DECHETS	97
6. L'EVOLUTION DU DISPOSITIF DE PROTECTION POUR LE LONG TERME	105
7. L'EVALUATION DU RISQUE ASSOCIE AU STOCKAGE GEOLOGIQUE REVERSIBLE OU IRREVERSIBLE	107
BIBLIOGRAPHIE	115

AVANT-PROPOS

La loi du 30 décembre 1991 définit le cadre de la recherche sur la gestion des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue. Elle précise que cette recherche "doit être assurée dans le respect de la protection de la nature, de l'environnement et de la santé, en prenant en considération les droits des générations futures". La loi introduit trois axes de recherche complémentaires : la séparation et la transmutation des éléments radioactifs à vie longue, le stockage réversible ou irréversible dans des formations géologiques profondes et le conditionnement et l'entreposage de longue durée en surface. Elle établit, par ailleurs, une Commission Nationale d'Evaluation visant à évaluer chaque année l'état d'avancement des recherches.

En ce qui concerne les recherches sur le stockage, la loi prévoit la mise en place de laboratoires souterrains afin d'"étudier les formations géologiques profondes où seraient susceptibles d'être stockés ou entreposés les déchets radioactifs à haute activité et à vie longue". De plus, tout projet d'installation d'un laboratoire doit donner lieu avant l'engagement des travaux "à une concertation avec les élus et les populations des sites concernés".

Dans ce cadre, à partir de 1993, une première mission de concertation conduite par Monsieur le Député Christian Bataille a permis d'identifier quatre sites potentiels pour l'implantation d'un laboratoire souterrain dans le Gard, la Haute Marne, la Meuse et la Vienne. A l'issue d'enquêtes publiques, d'études préliminaires menées en surface et d'une évaluation de la Commission Nationale d'Evaluation, le Gouvernement a finalement autorisé en 1998 l'ouverture d'un laboratoire souterrain dans le site argileux de Bure à la frontière de la Meuse et de la Haute Marne. Par ailleurs, il a décidé la poursuite des investigations en vue de la création d'un deuxième laboratoire situé dans une couche géologique granitique.

Par décret du 3 août 1999, une deuxième mission a été instituée pour mener la concertation préalable au choix d'un ou plusieurs sites granitiques, auprès des élus, de la population et des associations. MM. Pierre BOISSON, Philippe HUET et Jean MINGASSON ont été nommés le 19 novembre 1999 par le Gouvernement pour assurer cette mission, dite "mission collégiale de concertation granite". Pour mener à bien ses travaux, la mission s'est appuyée sur l'expertise scientifique et technique nationale. Entre autres, elle a fait appel au CEPN pour rassembler des éléments techniques susceptibles d'apporter un éclairage sur la gestion du risque associé aux déchets radioactifs à haute activité et à vie longue.

Le présent rapport constitue une synthèse des travaux réalisés par le CEPN dans le cadre de la mission collégiale de concertation granite. Il comprend trois dossiers techniques qui traitent respectivement de la radioactivité et du risque qui lui est associé, de l'évolution des idées en matière de gestion des déchets nucléaires à haute activité et à vie longue, et des modalités de gestion des risques associés à ces déchets. Ces dossiers ne prétendent pas aborder l'ensemble des aspects concernant l'évaluation et la gestion du risque radiologique associé aux déchets à haute activité et à vie longue. Ils ont été conçus de façon à apporter le maximum d'éléments de réponse aux principales questions

reçues par la "mission granite" au cours de ses travaux. Les dossiers ont donc été structurés sans souci d'exhaustivité.

La problématique de l'évaluation et de la gestion du risque radiologique comporte non seulement des dimensions scientifiques, mais aussi éthiques et sociales. De plus, diverses incertitudes demeurent, en particulier en ce qui concerne les effets des faibles niveaux d'exposition aux rayonnements ionisants. Cette situation alimente des controverses qui se traduisent par des points de vue et des prises de position parfois contrastés, voire opposés. Par ailleurs, la gestion des déchets à haute activité et à vie longue est, d'un point de vue technique, un domaine complexe qui fait appel à de nombreuses disciplines scientifiques et à une terminologie qui ne favorise pas la compréhension par un large public. Les dossiers ont été constitués avec le souci de présenter de façon simplifiée les aspects techniques tout en soulignant les principaux éléments de controverses.

DOSSIER N°1

**QUELQUES ELEMENTS SUR LA RADIOACTIVITE,
LES EFFETS DES FAIBLES DOSES ET LA RADIOPROTECTION**

1. QU'EST-CE QUE LA RADIOACTIVITE ?

Des atomes instables

Parmi les atomes qui composent la matière, certains sont stables (c'est-à-dire qu'ils ne changent pas au cours du temps) et d'autres sont instables et se transforment en d'autres atomes en émettant spontanément des rayonnements : il s'agit de la radioactivité.

Les divers éléments qui forment la matière et qui ont la propriété d'être radioactifs sont couramment appelés des radioéléments. On distingue généralement deux grandes catégories : les radioéléments qui existent à l'état naturel dans l'environnement de l'homme (par exemple le radon, le radium, le potassium, l'uranium et le thorium) et ceux qui résultent d'activités techniques et industrielles qui sont appelés radioéléments artificiels (par exemple le plutonium, le cobalt, le césium). Pour de nombreux éléments comme le potassium, le césium et le cobalt, il existe à la fois des atomes stables et des atomes radioactifs. Pour identifier un élément, on utilise le "nombre de masse" qui désigne la somme des protons et des neutrons qui le composent. Par exemple, on distingue le cobalt 60 qui est radioactif du cobalt 59 qui est stable et qui n'est donc pas radioactif.

Des rayonnements ionisants

Parmi l'ensemble des rayonnements existants (ondes radio, micro-ondes, infrarouge, ultraviolet, rayonnements ionisants), la particularité des rayonnements émis par les éléments radioactifs est de posséder une énergie suffisante pour modifier la structure atomique de la matière qu'ils traversent. Ce phénomène est appelé ionisation, d'où le nom de rayonnements ionisants.

Différents types de rayonnements

Le rayonnement (ou la radiation) est émis sous forme d'ondes électromagnétiques ou de particules. En radioprotection, on a coutume de classer les rayonnements en fonction de leur « pouvoir de pénétration » dans la matière. On distingue ainsi :

- les rayonnements constitués par un flux de noyaux d'hélium, qui sont arrêtés par une simple feuille de papier (rayonnements « alpha ») ;

- les rayonnements constitués par un flux d'électrons qui sont arrêtés par une feuille d'aluminium (rayonnements « bêta»);
- les rayonnements constitués par un flux d'ondes électromagnétiques de même nature que les ondes radio ou les ultraviolets, mais beaucoup plus énergétiques. En effet, il faut recourir par exemple à de fortes épaisseurs de plomb ou de béton pour pouvoir les arrêter (rayonnements X et « gamma»);
- les rayonnements constitués par un flux de neutrons qui, en interagissant avec la matière, sont susceptibles de la rendre instable et de la fissionner (origine de l'énergie nucléaire) en produisant des rayonnements alpha, bêta ou gamma.

L'activité

L'activité d'une source radioactive mesure le nombre de transformations (également appelées désintégrations) par seconde de cette source. Pour un radioélément donné, le nombre de désintégrations par seconde dépend de la quantité d'atomes radioactifs présente dans la source à un moment donné. L'unité de mesure de l'activité d'une source radioactive est le becquerel, noté Bq, qui représente une désintégration par seconde. Pour caractériser une source radioactive, on utilise généralement le nombre de becquerels mesuré par unité de volume ou de masse. L'activité s'exprime donc en becquerel par kilogramme (Bq/kg), en becquerel par litre (Bq/L), ou en becquerel par mètre cube (Bq/m³). Ainsi, l'eau minérale contient en moyenne de 1 à 2 becquerels de radium 226 ou de radon 222 par litre, certaines eaux minérales pouvant compter jusqu'à 40 becquerels par litre tandis que dans le corps humain, on compte en moyenne environ 5 000 becquerels de potassium 40 et 4 000 becquerels de carbone 14¹.

La période radioactive

Une des principales caractéristiques des radioéléments est que leur radioactivité décroît dans le temps du fait de la désintégration. Ce phénomène est appelé la décroissance radioactive. Selon le radioélément considéré, cette décroissance est plus ou moins

¹ Le becquerel est devenu récemment l'unité de mesure du Système International. Initialement, l'unité de mesure de l'activité était le curie qui correspondait à l'activité présente dans 1 gramme de radium 226, soit 37 milliards de becquerels, c'est-à-dire 37 milliards de désintégrations par seconde.

rapide. Pour mesurer cette décroissance, on utilise la notion de « période radioactive » qui correspond au temps nécessaire pour que la moitié des atomes radioactifs initialement présents ait disparu spontanément. Par exemple, la période radioactive de l'iode 131 est de 8 jours alors que celle du césium 137 est d'environ 30 ans, celle du plutonium 239 est d'environ 24 000 ans et celle de l'uranium 238 est d'environ 4,5 milliards d'années.

La Figure 1 illustre le phénomène de la décroissance radioactive. Elle montre qu'au bout d'une période, l'activité est divisée par deux et qu'au bout de 10 périodes, elle est divisée par 1000. Ainsi, pour le thorium 228, qui a une période de 2 ans, l'activité présente au bout de 20 ans sera divisée par plus de 1000. Pour le césium 137, l'activité sera divisée par plus de mille au bout de 300 ans. Pour le plutonium 239, il faudra attendre plus de 200 000 ans pour que l'activité soit divisée par 1000 et pour l'uranium 238, il faudra attendre plus de 45 milliards d'années. Par ailleurs il est intéressant de noter que d'après la relation existant entre l'activité et la période, pour une unité de masse donnée d'un radioélément à l'état pur, plus la période radioactive est grande, plus l'activité initiale est faible.

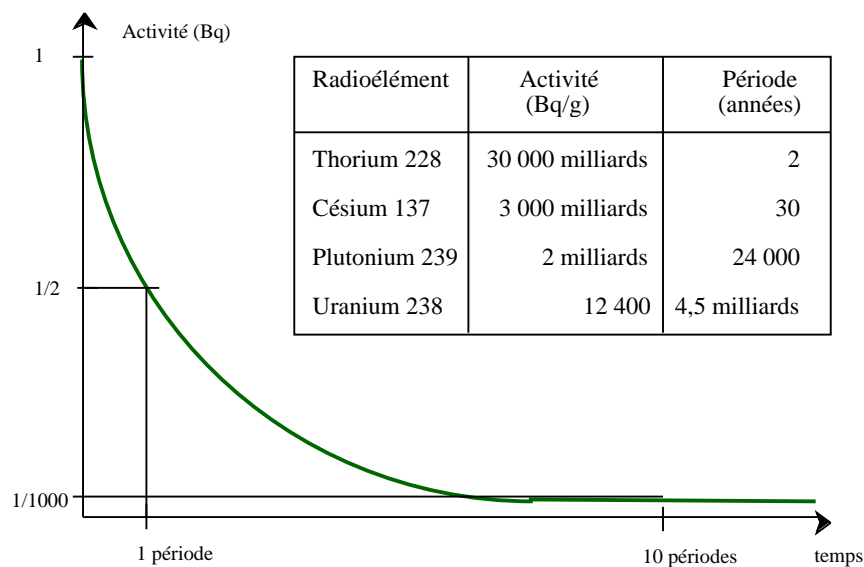


Figure 1. Illustration de la décroissance radioactive

2. L'EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS

L'exposition de l'homme aux rayonnements ionisants provient :

- soit des rayonnements émis par une source radioactive située à l'extérieur du corps humain, on parle alors d'irradiation externe,
- soit de la présence de radioactivité dans l'organisme humain (par exemple suite à l'ingestion ou à l'inhalation de particules radioactives), on parle alors d'irradiation interne.

Très schématiquement, l'interaction des rayonnements ionisants avec le corps humain se traduit par des dommages au niveau cellulaire ou au niveau des organes et des tissus du corps humain qui sont traversés par les rayonnements. Ces dommages dépendent de la quantité d'énergie déposée par les rayonnements dans les cellules de chaque organe ou tissu, et pour une même quantité d'énergie absorbée, ils varient en fonction de la nature du rayonnement, des modalités d'exposition et de l'organe atteint. La grandeur utilisée pour mesurer la quantité d'énergie absorbée est le gray (notée Gy). Cette unité correspond à 1 joule par kilogramme de matière vivante.

Afin de pouvoir exprimer dans une même unité le risque associé à l'ensemble des situations d'exposition possibles, les physiciens ont développé un indicateur appelé dose efficace (voir Figure 2). L'unité de mesure de cette dernière est le sievert. C'est une grandeur qui prend en compte la dose en gray ainsi que le type de rayonnement considéré et la sensibilité des organes vis-à-vis des dommages.

Ainsi, quels que soient la source (naturelle ou artificielle), la nature du rayonnement (alpha, bêta, gamma, rayons X ou neutrons), les modalités d'exposition (externe ou interne), les tissus ou les organes atteints, la dose efficace, exprimée en sievert ou dans un sous-multiple millisievert (mSv - 1/1000 de sievert) ou le microsievert (μ Sv - 1/1 000 000 sievert), permet d'évaluer le risque et de comparer entre elles les différentes expositions.

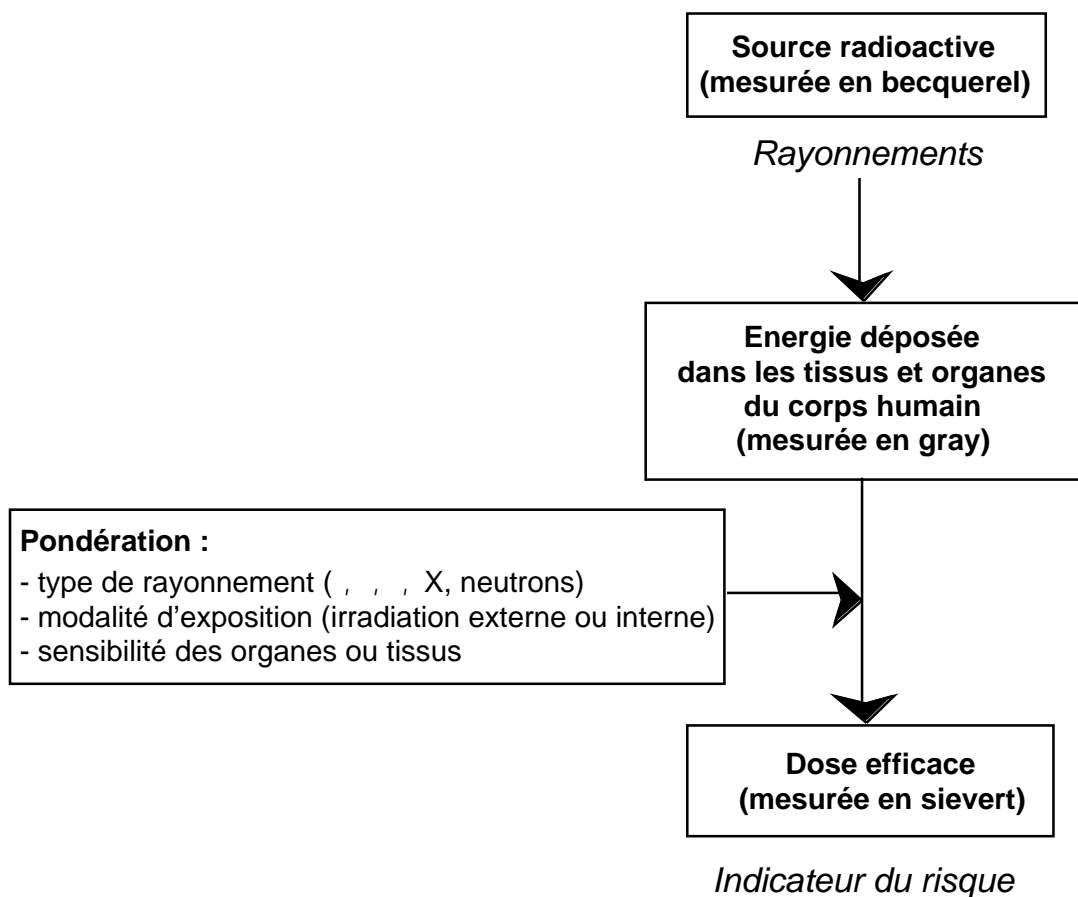


Figure 2. De la source à la dose

Ainsi, l'activité présente dans une source ne suffit pas pour caractériser sa dangerosité. Il faut également tenir compte des modalités d'exposition et du facteur de dose (exprimé en sievert par becquerel - Sv/Bq) qui exprime le risque en fonction de la "nocivité" du rayonnement. Par exemple, une dose efficace de 1 millisievert correspond à l'inhalation ou à l'ingestion de 55 millions de becquerels de tritium, à l'ingestion de 3400 becquerels de radium 226 ou à l'inhalation de 60 becquerels du même radioélément.

3. QUELS SONT LES RISQUES ASSOCIES A L'EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS ?

Les risques sur la santé associés à l'exposition aux rayonnements ionisants sont fonction de l'énergie déposée dans le corps humain et de la durée d'exposition. Ces risques sont de deux types : les effets déterministes et les effets stochastiques ou aléatoires.

Les effets déterministes

Lorsque l'énergie déposée dans les organes ou les tissus dépasse certains seuils (de l'ordre de plusieurs grays), les rayonnements ionisants entraînent la mort de nombreuses cellules dans les organes ou tissus exposés et peuvent induire des effets sur la santé d'autant plus précoces que la mortalité cellulaire sera rapide et importante. En fait, la gravité de ces effets est fonction de la dose reçue. Il s'agit par exemple, pour les effets apparaissant dans les jours ou semaines suivant une telle irradiation, de brûlures cutanées après irradiation de la peau, d'aplasie médullaire due à la destruction du tissu fabriquant les cellules sanguines, si l'ensemble du corps a été exposé de manière homogène. De plus, les expositions très élevées d'une grande partie du corps (de l'ordre de quelques grays) peuvent conduire au décès dans les semaines qui suivent l'exposition. D'autres effets se manifestent plus tardivement comme la cataracte ou la fibrose au sein du tissu irradié. Ces effets s'expriment dans des plages de dose (exprimée en terme d'énergie déposée) de l'ordre de 0,5 à quelques grays (aux organes ou au corps entier) pour une exposition de courte durée.

Les effets stochastiques

Parmi les lésions induites au niveau cellulaire par les rayonnements ionisants, certaines peuvent ne pas être complètement réparées. Il persiste alors une lésion dans le matériel génétique de la cellule qui peut conduire, au cours de la multiplication des cellules lésées, à une mutation cellulaire. Ces mutations peuvent entraîner l'apparition d'effets héréditaires (si la mutation concerne une cellule de la reproduction ou une cellule germinale) ou induire des transformations des cellules qui, plusieurs années après l'exposition, peuvent engendrer des cancers qui surviennent de façon aléatoire dans la population exposée. Ces effets sont appelés stochastiques ou encore probabilistes ou

aléatoires. Pour les mettre en évidence, il faut observer des populations ayant été exposées et les comparer à des populations n'ayant pas été soumises à l'exposition aux rayonnements ionisants. Ainsi, des enquêtes épidémiologiques ont permis de mettre en évidence des excès de différents types de cancers parmi des populations exposées à des doses moyennes, notamment : la leucémie et les cancers du poumon, du sein, de l'appareil digestif et de la thyroïde. Les études épidémiologiques ont mis en évidence des excès de cancers, pour une irradiation corporelle délivrée en un temps très court, pour des niveaux de dose supérieurs à environ 0,1 sievert chez l'adulte et 0,02 à 0,05 sievert chez l'enfant.

En ce qui concerne les faibles doses, étalées dans le temps et se situant dans la plage de quelques millièmes de sievert (appelés millisieverts et notés mSv), voire millièmes de sievert (appelés microsieverts et notés μ Sv), les effets s'ils existent sont tellement faibles qu'il est difficile, voire impossible, de les mettre en évidence par des études épidémiologiques. En particulier, ces études ne permettent pas de conclure quant à l'existence ou non d'un seuil de dose en deçà duquel il n'existerait plus d'effet lié à l'exposition aux rayonnements ionisants. Par prudence et dans une optique de protection, il existe un consensus international pour considérer que toute exposition aux rayonnements ionisants, quel que soit son niveau, est susceptible d'induire un effet à l'échelle d'une population. Pour les expositions aux faibles doses, la probabilité de développer un effet stochastique est par convention considérée comme étant proportionnelle à la dose reçue. La discussion concernant les différentes positions quant à l'évaluation des risques aux faibles doses est présentée dans la section 5.

4. LES EXPOSITIONS ACTUELLES DE L'HOMME AUX RAYONNEMENTS IONISANTS

En plus des radioéléments naturels présents dans le corps humain, les individus peuvent être soumis à des expositions d'origine diverse. On peut classer ces expositions en trois catégories : les expositions liées à la présence de radioactivité dans l'environnement, les expositions associées à des pratiques médicales ou les expositions liées à une activité professionnelle.

Les expositions environnementales

La présence de la radioactivité dans l'environnement conduit à une irradiation externe, ou à une irradiation interne par l'inhalation d'air ou l'ingestion d'aliments ou d'eau qui contiennent des produits radioactifs. L'origine de cette radioactivité ambiante est diverse :

Les sources naturelles de rayonnements :

- les rayonnements cosmiques variant avec l'altitude et la latitude,
- les rayonnements telluriques plus ou moins importants en fonction des radioéléments naturels présents dans le milieu et donc selon la nature du sol,
- le radon qui est un gaz, que l'on peut retrouver dans certaines habitations ou certains lieux de travail, selon la nature des matériaux,
- les radioéléments naturels présents dans l'environnement (eau, végétaux, animaux).

Les sources de rayonnements provenant des activités humaines :

- les retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires qui se répartissent essentiellement sur l'ensemble de l'hémisphère Nord ainsi que les retombées de l'accident de Tchernobyl qui ont affecté essentiellement le continent européen,
- les résidus des activités anciennes qui peuvent être localisés (anciens sites industriels) ou dilués dans le milieu (déchets radioactifs immergés),
- les rejets radioactifs liquides et gazeux des installations nucléaires et industrielles en fonctionnement normal ou accidentel.

Chaque membre de la population reçoit donc une exposition annuelle qui est fonction de ses habitudes de vie, de son métier, de ses loisirs et de la présence plus ou moins importante de la radioactivité dans son environnement.

Les expositions médicales

L'utilisation des rayonnements ionisants en médecine est de loin la source d'exposition de la population la plus importante parmi l'ensemble des expositions introduites par les activités humaines. Les différentes catégories d'exposition sont liées à l'utilisation des rayonnements pour le diagnostic (radiologie et médecine nucléaire), la radiologie interventionnelle et la radiothérapie.

Les expositions professionnelles

En ce qui concerne les expositions professionnelles, le nombre de personnes exposées est limité et connu. Ces expositions sont mesurées et contrôlées au niveau des ambiances de travail et de chaque travailleur qui dispose d'un suivi dosimétrique individuel. De plus, ces personnes bénéficient d'une surveillance médicale particulière. Il s'agit des personnes exposées dans les installations nucléaires et dans le domaine médical et industriel. Au total, on dénombre actuellement environ 230 000 personnes exposées professionnellement aux rayonnements ionisants en France dont environ 60 000 dans l'industrie nucléaire.

Quelques données sur les niveaux d'exposition

La Figure 3 présente de façon synthétique les doses individuelles moyennes annuelles de la population française, pour diverses sources d'exposition environnementale et médicale.

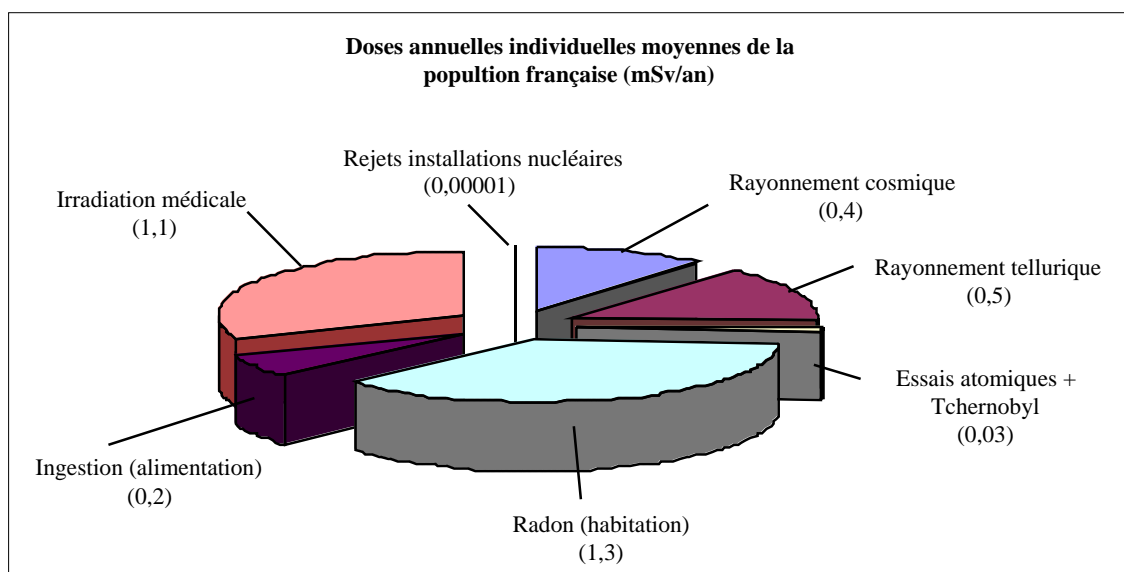


Figure 3. Doses annuelles individuelles moyennes de la population française (mSv/an)

L'exposition au radon constitue la principale source d'exposition de la population française (voir encadré ci-après sur le radon), viennent ensuite les irradiations médicales et les expositions aux rayonnements cosmique et tellurique.

Selon le lieu d'habitation, les examens médicaux passés, les habitudes de vie, la dose reçue par chaque français peut varier de façon assez significative. Par exemple :

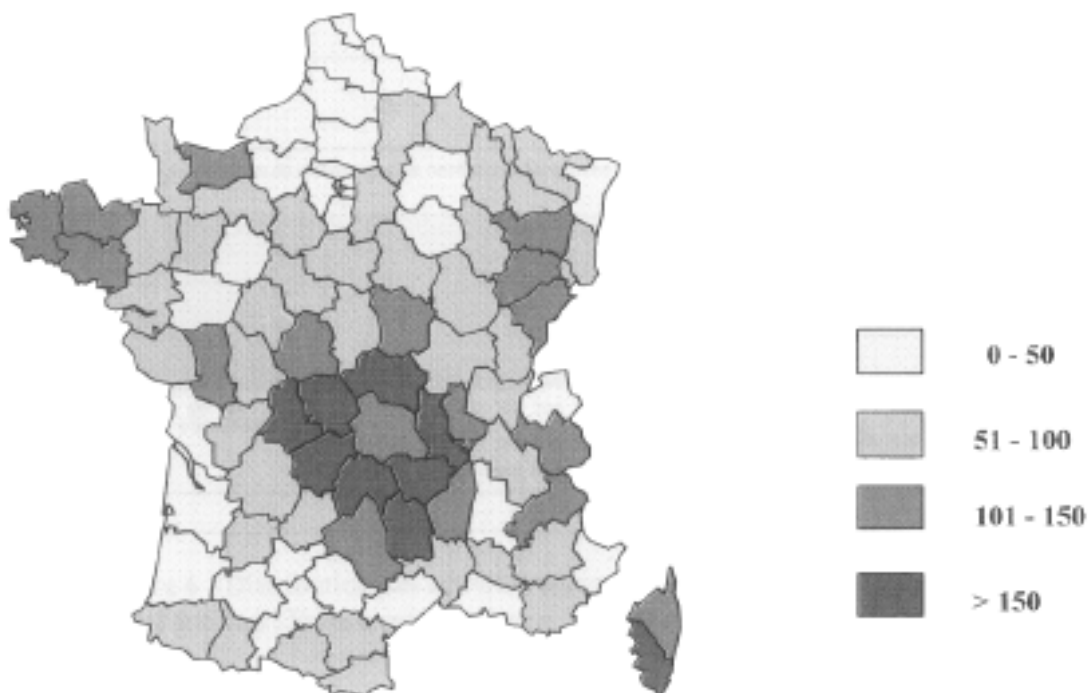
- La part des expositions ayant pour origine les rayons cosmiques peut varier d'un facteur 2.
- Pour le radon, les différences sont considérables puisque les doses peuvent varier de 0,1 à plusieurs dizaines de millisieverts par an en fonction de l'habitation. Seulement 0,5 % des mesures réalisées dans les maisons en France mettent en évidence des doses annuelles supérieures à 15 millisieverts.
- Pour les expositions provenant des rejets des installations nucléaires, on trouve également des différences importantes, selon les radioéléments et les quantités rejetées par les diverses installations. Toutefois, les valeurs maximales par individu sont de l'ordre de quelques centièmes de millisievert.
- Dans le domaine médical, il existe aussi une grande variabilité des expositions selon les individus, les types d'examens effectués et les procédures et appareils utilisés. En France, on connaît assez mal la façon dont se répartissent les expositions médicales

et en particulier, on ne sait pas vraiment apprécier les conséquences dosimétriques des évolutions récentes de la technique comme l'utilisation croissante du scanner et de la digitalisation de l'image sur les doses reçues par les patients. A titre d'exemple, les doses associées à des examens réalisés avec des scanners sont de l'ordre de :

- 4 mSv en moyenne par examen avec des valeurs pouvant aller jusqu'à 10 pour le poumon,
 - 8 mSv en moyenne par examen avec des valeurs pouvant atteindre plus de 20 pour l'abdomen,
 - environ 1 mSv en moyenne par examen avec des valeurs pouvant aller jusqu'à 3 pour le crâne,
 - environ 3 mSv en moyenne par examen avec des mesures autour de 6 et 7 pour la colonne vertébrale.
- Enfin, dans le domaine professionnel, les expositions annuelles des travailleurs varient de quelques dixièmes de millisievert à plus de 10 millisieverts.

LE RADON EN FRANCE

La concentration en radon 222 dans les habitations en France est de l'ordre de 80 Bq/m³ (moyenne sur 10949 mesures). Environ 50000 habitations dépassent en France la valeur de 1000 Bq/m³, plus de 340000 celle de 400 Bq/m³ et plus d'un million celle de 200 Bq/m³. Les niveaux les plus élevés se rencontrent dans les régions granitiques. Ces niveaux sont essentiellement fonction de la nature du sol, des matériaux de construction, du confinement et de la ventilation des bâtiments (voir carte ci-après).



Niveaux moyens de concentration en radon dans les habitations (Bq.m⁻³) en France
(Source : IPSN - 1997)

En France, les pouvoirs publics ont retenu, début 1999, un seuil d'alerte de 1000 Bq.m⁻³, conformément aux propositions du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, mais également comme objectif de précaution le seuil de 400 Bq.m⁻³, valeur recommandée pour les bâtiments existants, et 200 Bq.m⁻³, pour les bâtiments neufs, conformément à la directive européenne de 1996. Sous l'hypothèse d'une exposition annuelle de 7000 heures dans une habitation, les doses efficaces correspondant à ces différentes valeurs sont les suivantes :

	Valeurs guides pour la concentration en gaz radon (Bq.m ⁻³)	Equivalence en dose efficace (mSv/an)
Seuil d'alerte	1000	17,6
Objectif de précaution pour les bâtiments existants	400	7
Objectif de précaution pour les bâtiments neufs	200	3,5

5. UNE ESTIMATION DU RISQUE POUR LA POPULATION FRANÇAISE

L'évaluation des risques pour la santé associés à de faibles niveaux d'exposition reste un sujet de controverse pour la communauté scientifique. **Compte tenu du fait qu'en dessous de doses de l'ordre de quelques dizaines de millisievert il est impossible dans l'état actuel des connaissances de conclure avec certitude sur l'existence ou non d'un seuil d'innocuité, deux positions contrastées s'affrontent.** Il convient de noter que l'impossibilité de démontrer l'absence ou l'existence d'un seuil pour les faibles niveaux d'exposition tient notamment au fait que les cancers radio-induits ne se différencient en rien des cancers spontanés de même nature et que le temps de latence entre l'exposition et l'apparition des cancers peut atteindre plusieurs dizaines d'années.

Les tenants de la première position désapprouvent des estimations quantitatives des risques en-dessous de quelques dizaines de millisieverts. Pour eux, avancer des chiffres précis n'a pas de base scientifique et pourrait inquiéter inutilement les populations. En France, cette position est en particulier celle de l'Académie de Médecine.

Les tenants de la deuxième position, notamment la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), recommandent d'adopter une position prudente excluant un seuil pour les faibles doses. Ils proposent donc une relation linéaire entre la dose reçue et la probabilité de développer un cancer, extrapolée à partir du domaine d'exposition pour lequel l'existence d'effets ne fait plus de doute.

Pour établir cette relation, la CIPR s'appuie, entre autres, sur les travaux du Comité Scientifique des Nations Unies sur les Effets des Radiations Atomiques (UNSCEAR), et en particulier sur les données observées parmi les survivants d'Hiroshima et de Nagasaki qui mettent en évidence un surcroît de cancers parmi les personnes qui ont reçu plus de 100 à 200 millisieverts lors de l'explosion des bombes atomiques. Elle applique ensuite un facteur correctif pour tenir compte du fait qu'en situation normale les doses sont étalées dans le temps et sont plus faibles. Finalement la CIPR considère qu'une dose totale de 1 sievert est susceptible d'augmenter de 5% le risque moyen de

développer un cancer pour une personne du public, sachant que ce risque est en France de l'ordre de 25%. Pour les travailleurs, l'augmentation est de 4% par sievert car on considère que l'exposition professionnelle ne commence qu'à partir de 18 ans.

On peut noter que cette position de la CIPR est critiquée par certains qui considèrent non seulement qu'il n'existe pas de seuil, mais également que la relation linéaire sans seuil sous-estime le risque.

Bien que l'existence du risque pour les très faibles niveaux d'exposition suscite une controverse, l'utilisation de la relation dose-effet recommandée par la CIPR est un exercice intéressant car il permet de se faire une idée du niveau de risque relatif qui est en jeu pour les diverses expositions. Ainsi, le Tableau 1 présente une estimation du nombre de cancers potentiellement attribuables aux différentes expositions pour la population française si on applique aux doses moyennes les coefficients de risque proposés par la CIPR dans ses dernières recommandations.

Le nombre de cancers attribuables à l'ensemble des expositions d'une année en France est de l'ordre de 10 000, ce qui représente environ 7% de l'ensemble des cancers annuels dans le pays. (Les données officielles font état de 530 000 décès en 1993 dont 140 000 cancers). Ce chiffre de 7% qui peut paraître à première vue élevé n'est cependant pas incohérent avec les chiffres publiés par l'Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale (INSERM) concernant les causes de mortalité par cancer en France qui suggèrent que les pratiques médicales et les facteurs géophysiques (dont l'irradiation naturelle) peuvent contribuer entre 2,5 et 7% à l'ensemble des décès par cancer.

Tableau 1. Expositions radiologiques moyennes en France et estimations des effets sanitaires potentiels associés en prenant pour hypothèse la relation linéaire sans seuil pour les faibles doses

SOURCES D'EXPOSITION	NOMBRE DE PERSONNES CONCERNEES	DOSES ANNUELLES INDIVIDUELLES MOYENNES millisievert/an	ESTIMATION DU NOMBRE DE CANCERS ATTRIBUABLES AUX EXPOSITIONS décès/année d'exposition
IRRADIATION ENVIRONNEMENTALE			
Irradiation naturelle			
<i>Rayonnement cosmique</i>	60 millions	0,4	1 200
<i>Rayonnement tellurique</i>	60 millions	0,5	1500
<i>Radon dans les habitations</i>	60 millions	1,3	3900
<i>Radionucléides naturels dans l'alimentation</i>	60 millions	0,2	600
Total irradiation naturelle	60 millions	2,4	7 200
Retombées des essais atomiques	60 millions	0,02	60
Retombées de l'accident de Tchernobyl	60 millions	0,01	30
Impacts des rejets des installations nucléaires	60 millions	de l'ordre de 0,00001	0,0...
TOTAL IRRADIATION ENVIRONNEMENTALE	60 millions	2,43	7290
IRRADIATION MEDICALE			
Diagnostic	60 millions	1,1	3 300
IRRADIATION PROFESSIONNELLE			
Industrie nucléaire	58 000	1,5	4
Domaine médical	133 000	0,13	1
Autres	40 000	0,5	1

L'intérêt d'une telle estimation est d'une part, qu'elle met en évidence le poids relatif des différentes sources d'exposition et, d'autre part, qu'elle permet de mettre en perspective l'importance du risque radiologique par rapport aux autres risques environnementaux ou professionnels.

6. QU'EST-CE QUE LA PROTECTION RADIOLOGIQUE ?

La protection contre les effets des rayonnements remonte à la découverte des rayons X et de la radioactivité à la fin du XIX^e siècle. En effet, dès les mois qui ont suivi ces découvertes, on a pu mettre en évidence les dangers d'une manipulation sans précaution de la radioactivité et rapidement les premières règles de protection de l'homme contre les rayonnements sont apparues. L'utilisation des rayons X en médecine s'est développée très rapidement dans le monde entier et dans le cadre des Congrès Internationaux de Radiologie qui se sont succédés dès le début du XX^e siècle, une réflexion a été engagée pour développer des règles de protection. Ce mouvement a donné naissance en 1928 à la Commission Internationale de Protection Radiologique qui, depuis lors, élabore régulièrement des recommandations qui tiennent compte du progrès des connaissances et de l'évolution des modalités d'exposition des travailleurs et du public.

La construction du risque radiologique

Jusque dans les années 1950, la protection avait pour seul objectif de prévenir l'apparition des effets déterministes. Elle reposait sur le respect de limites de dose annuelle pour les personnes exposées aux rayonnements ionisants dans le cadre de leur profession, essentiellement dans le domaine médical et de la recherche. Ces limites étaient fixées en référence aux seuils d'apparition des différents effets déterministes en tenant compte d'une marge de sécurité plus ou moins importante.

La mise en évidence, dans les années 1950, des effets stochastiques (principalement des leucémies) d'une part, parmi les survivants des bombardements d'Hiroshima et de Nagasaki et, d'autre part, parmi les radiologues, a profondément bouleversé l'approche de la radioprotection. Compte tenu de l'impossibilité de démontrer l'existence d'un seuil d'apparition pour ces effets, la Commission Internationale de Protection Radiologique a adopté, par prudence pour la protection des individus, l'hypothèse de l'existence du risque quel que soit le niveau d'exposition.

C'est à partir des travaux du Comité Scientifique des Nations Unies sur les Effets des Radiations Atomiques (UNSCEAR), créé en 1955 pour répondre à l'inquiétude internationale concernant les effets potentiels des retombées radioactives des essais nucléaires de l'époque, qu'il a été possible de quantifier la relation entre l'exposition et le risque. Par ailleurs, depuis les années 1970, l'Académie des Sciences des Etats-Unis a formé un comité ad hoc pour étudier les effets biologiques des rayonnements ionisants (BEIR) qui propose aussi régulièrement des évaluations concernant le risque radiologique.

L'UNSCEAR comme le BEIR procèdent à des synthèses exhaustives et critiques de tous les travaux publiés dans le monde en épidémiologie et en radiobiologie pour aboutir à un consensus sur l'évaluation du risque aux faibles doses qui se traduit finalement par l'adoption de la relation dose-effet (voir section 3). Dans le cas de l'UNSCEAR, ce consensus résulte de l'approbation des délégations scientifiques qui représentent les pays des Nations Unies.

L'élaboration des principes fondamentaux

La Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), depuis les années 1960, s'appuie sur les travaux de l'UNSCEAR et du BEIR pour élaborer les principes de base du système de protection qu'elle recommande, en particulier pour fixer les limites de dose pour maintenir le risque d'apparition d'effets stochastiques parmi les populations exposées à un niveau qu'elle juge acceptable. Ses recommandations sont structurées autour de trois principes qui traduisent la position éthique en matière de protection, en particulier l'attitude de prudence en ce qui concerne les effets aux faibles doses :

- les pratiques utilisant les rayonnements ionisants doivent apporter plus d'avantages que d'inconvénients (appelé principe de justification),
- les expositions aux rayonnements ionisants doivent être maintenues aussi basses que raisonnablement possible compte tenu des facteurs économiques et sociaux (appelé principe d'optimisation),
- les expositions individuelles doivent être maintenues en dessous des limites réglementaires (appelé principe de limitation des doses individuelles).

Dans ses dernières recommandations publiées en 1990, la CIPR propose une limite pour les expositions individuelles de 1 mSv par an pour chaque personne du public et de 100 mSv sur 5 ans pour un travailleur sans jamais dépasser 50 mSv sur un an. L'application de ces limites de doses pour la protection du public est souvent source de confusion. Ces limites ont été définies pour les sources radioactives liées aux activités humaines qui sont contrôlées, à l'exception des expositions médicales (donc essentiellement pour les rejets des installations dans l'environnement). Pour les expositions médicales, la limite réglementaire ne s'applique pas puisque les doses délivrées sont fonction des besoins du diagnostic ou du traitement. Les principes retenus pour l'exposition des patients sont donc ceux de la justification des actes et du maintien des expositions au niveau juste nécessaire pour assurer la qualité de chaque examen. Par ailleurs, la limite de 1 millisievert par an ne s'applique pas non plus pour les expositions d'origine naturelle. Pour celles-ci, le principe retenu est de chercher à réduire les expositions aussi bas qu'il est raisonnablement possible et des recommandations en termes de niveaux d'exposition sont proposées pour orienter l'action. C'est le cas en particulier pour le radon dans les habitations.

Afin de simplifier la présentation de son système de protection radiologique qui s'est enrichi progressivement au cours des dernières décennies et qui peut paraître trop complexe pour des non initiés, la CIPR a engagé, en 1999, un processus de consultation au plan international qui devrait aboutir dans quelques années à la publication de nouvelles recommandations. Pour bénéficier du retour d'expérience des professionnels de la radioprotection, la CIPR s'appuie dans ce processus de consultation sur le réseau international constitué par la quarantaine d'associations nationales de radioprotection regroupées dans l'Association Internationale de Radioprotection (IRPA).

L'élaboration de la réglementation

Les recommandations de la CIPR ont jusqu'ici toujours formé la base des réglementations nationales, notamment la réglementation française. Le mécanisme de transcription des principes développés par la CIPR en règle de droit se déroule en deux temps. Au niveau international, l'Agence Internationale de l'Energie Atomique, en association avec d'autres agences internationales, à travers ses normes de base d'une

part, et la Commission Européenne à travers ses Directives d'autre part, élaborent des textes de référence qui sont ensuite transposés en réglementation nationale. La Figure 4 présente de façon simplifiée l'interaction entre les principaux acteurs impliqués dans l'élaboration de la réglementation concernant la radioprotection.

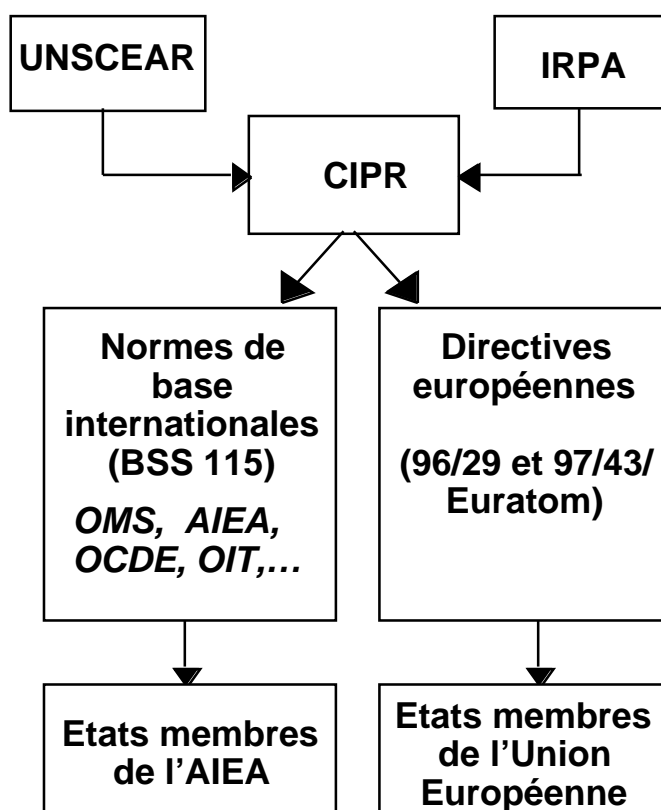


Figure 4. L'élaboration de la réglementation en radioprotection

BIBLIOGRAPHIE

ACADEMIE DES SCIENCES : **Problèmes liés aux effets des faibles doses de radiations ionisantes**, Rapport n°34, Ed. Lavoisier TEC & DOC, Octobre 1995.

OFFICE PARLEMENTAIRE D'EVALUATION DES CHOIX SCIENTIFIQUES ET TECHNOLOGIQUES : **Contrôle de la sûreté et de la sécurité des installations nucléaires**, Rapport de M. Claude Birraux, Assemblée Nationale n°2651, Sénat n°878, 1996.

COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE : **Recommandations 1990 de la Commission Internationale de Protection Radiologique**, CIPR Publication 60, Pergamon Press, 1993.

INSTITUT DE PROTECTION ET DE SURETE NUCLEAIRE : **Le radon : de l'environnement à l'homme**, Métivier H., Robé M.C. (Coordinateurs), EDP Sciences, 1998.

BONIN A., LACRONIQUE J.F. : **L'irradiation médicale des patients**, Rapport de la mission mise en place par M. Kouchner, Secrétaire d'Etat à la Santé et à l'Action Sociale, Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants et Assistance Publique-Hôpitaux de Paris, Juillet 1999.

PELLISSIER-TANON J. : **Le radon dans les logements privés**, Environnement, Revue de la Société de l'Industrie Minérale, n°8, Mars 2000.

OFFICE PARLEMENTAIRE D'EVALUATION DES CHOIX SCIENTIFIQUES ET TECHNOLOGIQUES : **Les conséquences des installations de stockage des déchets nucléaires sur la santé publique et l'environnement**, Rapport de Mme Michèle Rivasi, Assemblée Nationale n°2257, Sénat n°272, 2000.

SOCIETE FRANCAISE DE RADIOPROTECTION : **La radioactivité naturelle en 10 épisodes**, SFRP, Mars 1998.

UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION : **Sources and effects of ionizing radiation**, Report to the General Assembly, United Nations, 1993.

DOSSIER N°2

**UN HISTORIQUE DE L'EVOLUTION DES IDEES
EN MATIERE DE GESTION DES DECHETS NUCLEAIRES
A HAUTE ACTIVITE ET A VIE LONGUE**

SYNTHESE

L'évolution des idées en matière de gestion des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue s'inscrit, tant en France qu'à l'étranger, dans celle des contextes économiques, politiques et sociaux. Au cours des cinquante dernières années, les objectifs de la gestion des déchets radioactifs ont ainsi été profondément modifiés :

- Dans un premier temps, l'idée principale portée par la communauté scientifique internationale était de rechercher une solution pouvant être considérée comme définitive. La première option retenue dans les années 1960 a consisté à tirer partie des possibilités de dilution offertes par l'environnement, et plus particulièrement par la mer. Cette option s'est traduite dans la pratique par l'immersion dans les océans de déchets de faible activité et par la recherche de possibilités d'évacuation des déchets de haute activité sous les fonds océaniques dans des formations sédimentaires géologiquement stables. Ces recherches ont été progressivement abandonnées et l'option de largage des déchets de faible activité a été définitivement interdite en 1993. Progressivement, le choix du confinement des déchets a été privilégié, donnant lieu, pour les déchets à haute activité et à vie longue, au développement des techniques de vitrification et à l'élaboration du concept de stockage géologique envisagé pour être définitif.
- Depuis les années 1990, le caractère définitif des options de gestion des déchets à haute activité et à vie longue est discuté et la communauté internationale s'entend pour souligner l'importance de construire des solutions évolutives, tout en conservant l'objectif de trouver des moyens de gestion s'inscrivant dans un développement durable et permettant une optimisation de l'affectation des ressources consacrées à cette gestion. On assiste ainsi à l'ouverture des options possibles (avec notamment en France des voies de recherches demandées par la loi du 30 décembre 1991) et à la prise en compte de la réversibilité dans les concepts étudiés afin de maintenir dans le temps les possibilités de les modifier.

Cette évolution correspond aussi à un changement global dans la façon de traiter des activités à risques, caractérisée au départ par une place prédominante donnée aux experts dans la définition des orientations des modalités de gestion, sans consultation explicite du public, puis, par une extension progressive de l'accès du public à une information diffusée de façon active par les différents acteurs, voire à leur implication plus directe dans les processus décisionnels.

Enfin, la progression des idées traduit la prise de conscience croissante, par les communautés scientifiques et politiques internationales, de la nécessité d'une imbrication étroite entre la science, qui définit des objets techniques permettant de répondre à des critères de sûreté, et l'éthique, qui guide l'action pour que les décisions s'inscrivent dans le respect des droits des individus, qu'ils soient présents ou futurs. Parmi ces droits se situent ceux de disposer d'un degré d'autonomie dans le choix des actions de protection et du maintien des possibilités de réévaluation d'un dispositif de sûreté en fonction de l'évolution des critères d'acceptabilité du moment. Ces critères d'acceptabilité ne sont en effet jamais définitifs. Ils comportent des dimensions multiples, tant scientifiques, que politiques, éthiques, juridiques, ou culturelles. Ils sont

donc susceptibles d'évoluer dans le temps en fonction des nouvelles connaissances comme en fonction des évolutions sociales et éthiques.

La problématique actuelle consiste ainsi à s'interroger sur les modalités d'une amélioration progressive de la situation présente basée sur un compromis entre le maintien d'un confinement durable des déchets et la préservation d'une possibilité d'actions correctives, voire de changements de solution compte tenu des évolutions techniques, sociales et politiques. En effet, les déchets sont actuellement sous contrôle et entreposés dans des conditions de sûreté acceptables à court terme, mais le maintien de la sûreté dans le temps est source d'une mobilisation importante des ressources et il existe des dimensions d'incertitudes et de vulnérabilité relatives à l'impact possible de perturbations économiques ou sociales, voire de catastrophes naturelles, sur le maintien de l'intégrité des barrières technologiques entre les déchets et l'environnement.

Les recherches scientifiques menées jusqu'à présent ont favorisé le développement de moyens techniques de confinement de plus en plus performants, avec notamment une avancée importante par la mise en œuvre au niveau industriel des procédés de vitrification dans les années 1970. A présent, les recherches se poursuivent autour des possibilités de confinement durable afin de tâcher de réduire les incertitudes scientifiques relatives aux différentes options envisagées et de transmettre aux générations futures les moyens d'assurer leur protection contre les déchets.

La loi du 30 décembre 1991 comporte de nombreux éléments permettant de répondre à la problématique actuelle, parmi lesquels :

- La détermination des trois axes de recherche qui a permis d'élargir le champ des options possibles de gestion des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue (ces recherches portant sur les caractéristiques des déchets, leur conditionnement et leurs modalités d'isolement).
- La mise en place de laboratoires de recherche en site géologique. Ces laboratoires s'inscrivent dans la recherche d'une barrière supplémentaire entre les déchets et l'environnement, permettant, sur le long terme, de prendre le relais de la barrière technologique.
- L'introduction de la réversibilité dans le concept de stockage profond par la demande de recherches sur le stockage profond réversible ou irréversible. Cette orientation a été confirmée par le gouvernement en décembre 1998. Les interrogations portent actuellement sur les modalités pratiques d'intégration de la réversibilité dans le concept de stockage profond. Cette intégration peut en effet conduire à envisager un large spectre d'options allant d'une fermeture progressive du stockage selon un planning temporel défini a priori, à un maintien sur une longue durée de la capacité de retrait des colis. Dans ce dernier cas, le concept se rapprocherait alors du concept d'entreposage.
- L'instauration d'un processus décisionnel séquentiel, ponctué par une communication périodique de l'état d'avancement des recherches au Parlement. Ce processus favorise la construction de modalités de gestion évolutives tenant compte à la fois des avancées scientifiques et des intérêts de la nation.

1. L'EMERGENCE DE LA PREOCCUPATION VIS-A-VIS DES DECHETS RADIOACTIFS

La question des déchets radioactifs ne peut être dissociée du contexte général du développement de la recherche nucléaire et, en particulier, de l'utilisation de l'énergie nucléaire à des fins de production d'électricité. Sur le plan international, les programmes de construction de centrales nucléaires ont démarré dans les années 1950. En France, par exemple, la construction du premier réacteur de la filière uranium-graphite-gaz de Chinon a été décidée en 1956 et son couplage au réseau est intervenu en 1963.

La question de la gestion des déchets radioactifs a commencé à être abordée à la fin des années 1950 lors de grandes conférences internationales, notamment celles organisées dans le cadre des Nations-Unies sur les applications pacifiques de l'énergie nucléaire. Dans un premier temps, l'attention s'est focalisée essentiellement sur le conditionnement et le traitement des déchets. Ce n'est que progressivement que la question de leur devenir à long terme s'est posée et que les chercheurs et les ingénieurs ont commencé à élaborer différentes stratégies pour leur entreposage, leur stockage, voire leur élimination.

1.1. Les grandes étapes de l'implantation de l'énergie nucléaire

A l'étranger :

- Décembre 1942 : naissance de l'énergie nucléaire civile ; première pile atomique mondiale, au graphite, réalisée par Enrico Fermi à Chicago (Etats-Unis).
- Années 1950 : démarrage de la construction de centrales nucléaires en grand nombre aux Etats-Unis et en Europe occidentale : Suède, Allemagne, Suisse, Espagne, Belgique. Cette évolution peut paraître paradoxale car elle intervient dans un contexte où le prix des énergies combustibles concurrentes (charbon, pétrole) est à un niveau historiquement bas.

- Années 1970 : la crise économique aggravée par les chocs pétroliers successifs provoque un ralentissement très net des programmes de construction des réacteurs nucléaires aux Etats-Unis dans un contexte d'une production électrique assurée par un grand nombre de compagnies privées qui peuvent facilement diversifier leur approvisionnement dans les autres énergies traditionnelles alternatives. Cette tendance se propage aussi en Europe occidentale à l'exception de la France qui s'engage à cette époque dans un programme ambitieux de construction de centrales nucléaires.

En France :

- 12 Octobre 1945 : ordonnance du Général de Gaulle créant le Commissariat à l'Energie Atomique (CEA), établissement public à vocation scientifique et technologique, dont les premiers administrateurs sont Frédéric Joliot-Curie et Raoul Dautry. La mission du CEA est de poursuivre les recherches scientifiques et techniques en vue de l'utilisation de l'énergie atomique dans divers domaines de la science, de la médecine, de l'industrie, de la Défense. Ainsi, dès le début, est affichée la volonté d'une imbrication forte des nucléaires civil et militaire.

L'énergie nucléaire est considérée comme une affaire d'Etat ; le fonctionnement du secteur est étroitement encadré par des réglementations et des tutelles ministérielles et soumis à un monopole légal.

- 8 Avril 1946 : une loi dispose que la production, le transport et la distribution de l'électricité sont assurés par l'entreprise publique Electricité de France.
- 15 Décembre 1948 : divergence de la première pile atomique française (Zoé), implantée sur le site CEA de Fontenay-aux-Roses dans la banlieue parisienne.
- 24 Juillet 1952 : le gouvernement d'Antoine Pinay fait adopter une loi définissant un plan quinquennal prévoyant la construction à Marcoule (Gard) du premier centre

industriel atomique affecté à la production de plutonium et à l'expérimentation des premiers réacteurs nucléaires.

- 1954 : Pierre Mendès-France, Président du Conseil, prend la décision de mettre à l'étude la fabrication de la bombe atomique.
- Janvier 1956 : le premier réacteur français est construit à Marcoule (Gard), de type uranium-graphite-gaz ; il a pour vocation de produire d'abord du plutonium pour la fabrication de la bombe atomique et accessoirement de l'électricité.
- 25 Mars 1957 : traité instituant l'EURATOM, une communauté européenne du nucléaire civil ; y participent l'Allemagne, la Belgique, la France, l'Italie, le Luxembourg et les Pays-Bas.
- Janvier 1958 : démarrage du retraitement des combustibles usés à Marcoule, uniquement à des fins militaires.

Pierre Messmer, Ministre des Armées du Général de Gaulle de 1960 à 1969, participe activement à la mise en place de la stratégie nucléaire française et continuera de 1972 à 1974 en tant que Premier Ministre sous la présidence de Georges Pompidou.

- 1966 : démarrage du retraitement à l'usine de La Hague dans le Nord Cotentin.
- 1967 : une autre application militaire du nucléaire est poursuivie après la bombe atomique : construction du premier sous-marin français à propulsion nucléaire, "le Redoutable", à Cherbourg.
- 1973 : dans le contexte des crises pétrolières et de la recherche d'une indépendance nationale en matière d'approvisionnement énergétique, le Premier Ministre, Pierre Messmer, ordonne le démarrage d'un vaste programme de construction de centrales nucléaires (choix des réacteurs à eau sous pression (REP), abandon de la filière uranium-graphite-gaz).

1.2. L'émergence de la préoccupation internationale envers la gestion des déchets nucléaires : 1950-1970

Les premières réflexions se développent aux Etats-Unis : dès 1950, plusieurs responsables soulignent que la gestion des déchets nucléaires est le principal défi auquel l'industrie nucléaire devra répondre si elle veut prospérer. En fait, le problème des déchets radioactifs est antérieur au développement de l'industrie nucléaire proprement dite car la production et l'utilisation courante de radium à des fins médicales datent des années 1920.

La problématique de la gestion des déchets nucléaires entre progressivement dans le débat international, en particulier lors des grandes conférences organisées par l'ONU sur l'utilisation pacifique de l'énergie nucléaire :

- 1955 : Première conférence des Nations-Unies (ONU) sur les applications pacifiques de l'énergie nucléaire ("Atoms for Peace") au cours de laquelle la question du traitement et du conditionnement des déchets est évoquée mais pas celle de leur devenir à long terme.
- 1958 : Deuxième conférence de l'ONU. On reconnaît que l'étude des déchets radioactifs est un domaine de recherche spécifique et qu'il faut y consentir des efforts financiers plus importants. L'immersion en mer est proposée comme une solution possible.
- 1959 : Conférence de Monaco sous l'égide de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA), l'UNESCO et la FAO. On évoque la possibilité d'un enfouissement des déchets en profondeur dans des couches géologiques appropriées. On tente d'évaluer les avantages et les inconvénients respectifs de l'enfouissement géologique en milieu océanique et en milieu continental.
- 1964 : Troisième conférence de l'ONU, où apparaît pour la première fois l'idée de la "gestion des déchets". L'étude des impacts environnementaux de l'industrie

nucléaire constitue la partie centrale de cette conférence. On reconnaît la nécessité d'analyser le problème des déchets de manière globale (identifier les matières à gérer, mettre en place des circuits de gestion et des procédures de contrôle institutionnel et réglementaire forts).

- 1967 : Quatrième conférence de l'ONU. Seule l'évacuation continentale des déchets radioactifs est étudiée et cette solution semble s'imposer peu à peu.

On constate ainsi, au cours de cette période, une prise de conscience progressive des problèmes posés par les déchets radioactifs et en particulier de la difficile question de leur devenir à long terme. Cette prise de conscience est liée d'une part, à l'accroissement régulier des volumes et de la diversité des déchets et, d'autre part, au changement de statut du combustible usé qui de ressource stratégique passe au statut de déchet. Cette évolution est la conséquence d'une série de traités internationaux qui limitent progressivement la prolifération des armes atomiques (signature du Traité d'Interdiction Partielle des Essais Nucléaires (espace et eau) le 5 août 1963 à Moscou, puis du Traité de Non Prolifération des Armes Nucléaires le 11 Juillet 1968 et enfin des accords SALT-1 (Strategic Arms Limitations Talks) le 7 Novembre 1969 et SALT-2 le 31 Janvier 1975).

La question des déchets s'inscrit également dans un contexte général de préoccupation croissante vis-à-vis des problèmes environnementaux et de montée en puissance des idées écologistes. De nombreuses associations environnementalistes mettent ainsi en avant les nuisances potentielles des déchets radioactifs pour l'environnement et la santé.

En France, au Commissariat à l'Energie Atomique et à Electricité de France, à partir de 1957, les premières réflexions sont engagées sur les déchets de faible et moyenne activité à vie courte qui sont les plus volumineux. Une solution de stockage en surface est adoptée le 19 Juin 1969 qui conduit à l'ouverture d'un centre de stockage dans le canton de Beaumont-Hague dans le département de la Manche à proximité de l'usine de retraitement de La Hague.

En 1969, le CEA engage un programme de recherche sur les déchets à haute activité et à vie longue, notamment avec l'étude des possibilités de valorisation du plutonium par le retraitement des combustibles usés. Les ingénieurs indiquent cependant que même dans la configuration d'un cycle complètement fermé grâce au retraitement à 100% des combustibles usés, qui est l'objectif recherché à l'époque, il restera toujours des déchets ultimes à vie longue et hautement radioactifs pour lesquels il faudra développer un système de conditionnement et de contrôle à long terme.

2. LES PREMIERS DEBATS ENTRE DILUTION OU CONFINEMENT DE LA RADIOACTIVITE

2.1. L'option dilution/dispersion par des largages en mer

La première option retenue en pratique a consisté à tirer partie des possibilités de dilution offertes par l'environnement, et plus particulièrement par la mer, pour disperser la radioactivité contenue dans les déchets de faible activité. Cette option a été adoptée pour certains types de déchets en 1958 lors de la deuxième conférence de l'ONU par les experts internationaux, ce qui a permis d'officialiser les largages de déchets en mer pratiqués déjà bien avant cette date. Ainsi, de 1949 à 1983, de nombreux largages en mer de déchets à faible activité ont été pratiqués sous la surveillance de l'Agence pour l'Energie Nucléaire (AEN) de l'OCDE. Assez rapidement, des voix se sont élevées contre cette pratique qui ne permettait pas de garder la maîtrise sur l'évolution des déchets et qui pouvait déboucher à long terme sur une pollution de l'environnement. Elle a donc été définitivement interdite en 1993. Par ailleurs, des recherches sur les possibilités d'évacuation des déchets de haute activité sous les fonds océaniques dans des formations sédimentaires géologiquement stables ont été entreprises. Ces recherches ont été elles aussi progressivement abandonnées.

Quelques repères chronologiques :

- de 1949 à 1983 : des largages en mer sont pratiqués sous surveillance de l'Agence pour l'Energie Nucléaire de l'OCDE. Ils sont surtout effectués dans l'Atlantique Nord et dans le Pacifique Nord et concernent seulement les déchets de faible activité. Au cours de la période allant de 1967 à 1981, les pays de l'OCDE rejettent en mer environ 83 000 tonnes de déchets.
- 1972 : Convention de Londres signée par 70 pays autorisant seulement l'immersion des déchets nucléaires de faible activité.

- 1983 : Traité interdisant tout type de rejets en mer de substances dangereuses (19 signataires, sauf les Etats-Unis et le Japon ; la France et l'URSS s'abstiennent).
- 22 Septembre 1992 : signature de la Convention Européenne OSPAR (Oslo-Paris) sur la protection de l'environnement marin dans l'Atlantique Nord.
- 12 Novembre 1993 : les signataires de la Convention de Londres décident l'interdiction définitive et permanente des largages de déchets en mer.

La France a cessé toute immersion en mer à partir de 1969 (les largages ont été effectués au large de l'Espagne et de Brest). La Suède a pratiqué l'immersion en mer Baltique de 1958 à 1969. La Grande-Bretagne et le Japon ont procédé à des immersions jusqu'en 1983 (respectivement dans l'Atlantique et la fosse des Mariannes dans le Pacifique) et l'URSS en mer de Barentz et en mer de Kara jusqu'en 1992.

L'idée initiale d'immersion des déchets de faible activité dans les océans est finalement mise de côté mais un consensus demeure sur l'idée qu'après une phase de traitement et de conditionnement appropriée en fonction des caractéristiques des déchets, ces derniers peuvent être laissés en l'état.

D'autres options d'abandon des fûts de déchets ont également été envisagées, telles que l'envoi des déchets dans l'espace, les zones polaires, les zones désertiques... Toutes ces options ont été suggérées parce qu'elles offraient l'avantage, dans une optique d'abandon définitif, de réduire l'accessibilité des déchets pour l'homme. Ces propositions n'émanaient en général pas des grands organismes ou institutions en charge de la gestion des déchets radioactifs mais plutôt d'experts indépendants. Elles auront peu d'impact sur la communauté scientifique qui les considérera plutôt comme "originales". Ces options seront rejetées car elles sont à la fois peu crédibles, peu sûres, plus ou moins réalisables et non contrôlables.

2.2. L'option concentration/confinement des déchets par le conditionnement et l'élaboration d'installations de stockage

L'abandon de l'option de dilution des déchets se fit au profit d'une politique visant à les concentrer par le biais d'un confinement de la radioactivité dans des fûts, ceux-ci étant destinés à être placés dans des installations de stockage, afin de les isoler de l'environnement pendant suffisamment longtemps pour que la plupart des éléments radioactifs disparaissent par décroissance naturelle. Cette option de confinement a commencé à être débattue au niveau international en 1959 lors de la Conférence de Monaco et s'est progressivement imposée comme la solution préférée par la grande majorité des experts internationaux.

D'un point de vue pratique, deux grands concepts ont été développés à cette époque pour les déchets à haute activité et à vie longue :

- l'entreposage de surface où les déchets après un conditionnement adapté sont déposés de façon temporaire dans l'attente d'une reprise ultérieure en vue de leur évacuation définitive,
- le stockage géologique qui consiste à déposer les déchets de façon définitive dans des formations géologiques profondes, permettant de maintenir la radioactivité confinée pendant des périodes de temps suffisamment longues pour que cette dernière puisse diminuer naturellement de façon significative.

Au cours des années 1950, la notion de confinement impliquait simplement l'évacuation des déchets sous forme liquide dans le sous-sol, dans une formation géologique jugée adéquate, notamment du point de vue de sa perméabilité. Divers essais d'injection directe d'effluents dans le sol ont été effectués aux Etats-Unis (en particulier à Oak Ridge) et dans l'ex-URSS. Parallèlement, des travaux ont été engagés dans les années 1960 concernant la solidification et la caractérisation des matrices pour confiner les déchets à haute activité (France, Etats-Unis, Grande-Bretagne). Ce fut finalement la vitrification qui fut adoptée pour confiner les produits de fission, à la suite des échecs

dans les tentatives successives de confinement par des minéraux synthétiques dont l'élaboration s'avérait alors trop complexe (voir encadré ci-après). Le procédé de vitrification des déchets issus du retraitement du combustible est apparu comme porteur d'enjeux pour la gestion des déchets dans la mesure où il permettait de réduire le volume total des déchets à haute activité et d'assurer le confinement des produits de fission dans des matrices vitreuses, stables sur le long terme. Ce procédé est devenu particulièrement intéressant pour assurer la sûreté des stockages géologiques, par l'ajout d'une barrière technologique de sûreté à la barrière naturelle géologique associée à ces stockages. Dans ce domaine, il faut noter le rôle de pionnier joué par le Commissariat à l'Energie Atomique (CEA) qui, dès 1969, mit en service un atelier pilote à Marcoule (usine Piver). Les procédés élaborés furent ensuite repris à grande échelle dans l'atelier de vitrification de COGEMA (AVM) à Marcoule, puis dans deux ateliers de l'usine de retraitement de La Hague.

La vitrification

Les travaux concernant la solidification et la caractérisation des matrices pour confiner les déchets à haute activité ont été engagés au niveau international dans les années 1960, en particulier en France, aux Etats-Unis et en Grande-Bretagne. Suite à des échecs dans les tentatives successives de confinement par des minéraux synthétiques dont l'élaboration s'avérait trop complexe, ce fut finalement la vitrification qui fut adoptée pour confiner les produits de fission. Cette technique de solidification facilitait, d'une part, l'entreposage intérimaire des déchets (en améliorant de façon notable la sûreté de cette étape de gestion) et, d'autre part, les éventuelles manipulations de déchets (notamment le transport). Rapidement, il est apparu que le verre constituait lui-même une barrière potentielle, de sorte qu'au tournant des années 1970 se dessina progressivement l'option de combiner deux barrières pour le stockage des déchets : une barrière technologique (le verre, matrice dite de confinement) et une barrière naturelle (la formation géologique).

En France, le Commissariat à l'Energie Atomique (CEA) a joué un rôle pionnier dans le domaine de la recherche sur les procédés de vitrification des déchets issus du retraitement des combustibles. C'est dans l'atelier pilote de Marcoule (usine Piver) qu'eut lieu en mai 1969 la première opération de vitrification des produits de fission. Le procédé fut repris à échelle industrielle par COGEMA avec, en juin 1978, la mise en service de l'Atelier de Vitrification de Marcoule (AVM). Deux ateliers de vitrification furent ensuite mis en service à La Hague (l'atelier R7 associé à l'usine UP2 en 1989 et l'atelier T7 associé à l'usine UP3 en 1990).

La solution de vitrification des déchets à haute activité devint une pratique de référence au niveau international dans les années 1980. Elle coïncida avec le resserrement des options technologiques de gestion des déchets (adoption du concept de stockage en profondeur comme solution de référence).

Actuellement, la vitrification continue d'être une référence pour le confinement des produits de fission et de nombreuses recherches sont menées pour améliorer les propriétés des verres. Des recherches sont également menées concernant la céramisation ou la fabrication d'enrobages mixtes verres-céramiques.

3. L'EVOLUTION DES RECHERCHES SUR LE STOCKAGE GEOLOGIQUE

3.1. Les objectifs initiaux du stockage géologique

Le stockage géologique, qui consiste à placer les déchets dans les profondeurs du sous-sol pour une durée illimitée et sans intention de les récupérer, a été l'option retenue de façon prioritaire au niveau international à partir des années 1960-1970. Des programmes de recherche importants ont été lancés dans la plupart des pays dotés de programmes nucléaires civils pour développer ce concept sur le plan technique.

3.1.1. Définitions

Historiquement, on a d'abord parlé d'enfouissement géologique, puis d'évacuation géologique définitive et enfin de stockage géologique. Pendant longtemps, on trouvait indifféremment dans les documents techniques les termes d'évacuation ou de stockage pour qualifier l'évacuation définitive des déchets radioactifs dans des formations géologiques. Avec l'apparition du concept d'entreposage plus récemment, la terminologie s'est progressivement précisée et l'on emploie désormais le terme stockage (ou "disposal") quand il s'agit d'évacuation à caractère définitif par opposition au terme entreposage (ou "storage", "repository") qui, par définition, inclut la possibilité d'une reprise des déchets.

Quelques définitions du concept de stockage géologique dans les textes internationaux de réglementation ou de recommandations

Canada

"L'évacuation est une méthode de gestion de déchets selon laquelle on se débarrasse de façon sûre des déchets sans intention de les récupérer. Elle a pour but de protéger l'homme et l'environnement, de minimiser la responsabilité des générations futures quant à la gestion suivie de ces déchets" (Réglementation de la Commission de Contrôle de l'Energie Atomique du 29/1/1985).

"L'évacuation est privilégiée dans le cas de la gestion à long terme des déchets radioactifs : il s'agit d'une méthode de gestion définitive où il n'existe aucune intention de récupération et qui, en principe, fait appel à des techniques et des concepts dont l'efficacité ne dépend d'aucun contrôle institutionnel à long terme après un délai raisonnable." (Déclaration de principe en matière de réglementation, même Commission, 5/6/1987).

Etats-Unis

"Le terme d'évacuation signifie la mise en place des déchets à haute activité, du combustible usé ou de tout autre matière hautement radioactive, dans un site approprié sans intention a priori de les récupérer et indépendamment du fait que cette mise en place permette ou non d'éventuellement pouvoir les récupérer." (Nuclear Waste Policy Act, 1982).

"L'évacuation signifie l'isolement des déchets radioactifs afin de les rendre inaccessibles" (Code of Federal Regulation Energy, title 10, part 60, 1986).

Agence pour l'Energie Nucléaire de l'OCDE

"Les déchets à vie longue, fortement ou moyennement radioactifs, requièrent des techniques de traitement et de stockage définitif complexes ; pour ces types de déchets, on considère que le stockage définitif à grande profondeur dans des formations géologiques stables représente la solution la plus appropriée. L'objectif des installations d'évacuation est d'isoler les déchets de l'environnement humain, pendant un laps de temps suffisamment étendu pour que la désintégration radioactive ramène l'activité du déchet à un niveau acceptable." (Opinion collective, 1985).

Agence Internationale de l'Energie Atomique

"Le stockage des déchets radioactifs sous forme solide est l'étape finale du cycle du combustible nucléaire (...). Elle est réalisée de telle sorte qu'elle devienne une étape irréversible au terme d'une phase opérationnelle de mise en place des déchets qui s'applique seulement à des matériaux et des colis conditionnés de façon appropriée (...)" (AIEA Source Book on Radioactive Waste Management, 1992).

3.1.2. La justification du stockage géologique des déchets radioactifs

Les principaux objectifs du stockage géologique, tels que définis par l'Agence Internationale de l'Energie Atomique et que l'on retrouve dans les différents textes réglementaires ainsi que dans les concepts de stockage étudiés, sont les suivants :

- Assurer la responsabilité des générations actuelles envers les générations futures. Pour cela, il convient d'isoler les déchets de l'environnement humain pendant de longues périodes de temps, sans avoir besoin de recourir à des interventions humaines pour garantir la sûreté du stockage et sans imposer aux générations futures des contraintes particulières, notamment de surveillance.
- Garantir la sûreté radiologique. Pour cela, il convient d'assurer sur le très long terme la protection des hommes et de l'environnement contre la radioactivité en adoptant au minimum les mêmes niveaux de protection que ceux actuellement en vigueur.

Initialement, l'option de stockage géologique a été portée par l'idée de trouver une solution définitive au problème posé par la gestion des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue. Les experts scientifiques se sont ainsi tournés vers cette option en mettant les avantages suivants en avant :

- dans l'optique d'un stockage définitivement fermé et dont la sûreté ne repose pas sur une surveillance continue, cette option réduit au maximum les obligations imposées aux générations futures,
- l'environnement et la santé des personnes sont protégés par les multiples barrières entre les déchets et les hommes,
- les possibilités d'intrusion humaine accidentelle sont limitées,
- il n'est pas nécessaire de mettre en place sur le très long terme des dispositifs de surveillance institutionnelle pour éviter l'accessibilité des colis,
- l'échelle du temps géologique est aussi celle des déchets à haute activité et à vie longue,

- la barrière géologique qui renferme les déchets, lorsqu'elle est bien choisie, est plus sûre que n'importe quelle barrière technologique construite par l'homme,
- la stabilité d'un stockage géologique est plus importante que celle d'un stockage de surface, notamment en cas de séisme, ce type d'événement n'affectant pas les couches géologiques en profondeur,
- les déchets placés en formation géologique sont mieux protégés des agressions extérieures (eau, air ...), ce qui prolonge de façon significative la durabilité du conditionnement des colis (barrière technologique).

3.1.3. Les premières recherches de conception d'un stockage géologique

A l'étranger :

Ce sont les pays dotés de programmes nucléaires civils et non engagés dans la fabrication des armes nucléaires qui se préoccupèrent les premiers du stockage profond des déchets : l'Allemagne dès les années 1960 et la Suède dès les années 1970.

Ainsi en Allemagne, un laboratoire de recherche a été créé en 1965 dans l'ancienne mine de sel de Asse (canton de Wolfenbüttel). D'importants programmes de recherche et développement ont ensuite été lancés pour la caractérisation de deux sites éventuels de stockage en mine : Konrad à partir de 1976 et Gorleben à partir de 1979.

En Suède, une première installation souterraine de recherche a été créée à Stripa en 1977 dans une ancienne mine de fer dans un environnement granitique. Des programmes de recherche y ont été menés avec les Etats-Unis, puis avec une collaboration multinationale élargie (sous les auspices de l'AEN/OCDE) jusqu'en 1992. Un laboratoire souterrain en formation cristalline a été réalisé en 1994 à Äspö, destiné à tester et vérifier différents modèles d'évolution géologique et des méthodes de remplissage des cavités. Sept pays participent à ce projet (Allemagne, Canada, Finlande, France, Japon, Royaume-Uni et Suisse).

Aux Etats-Unis, c'est en 1978 que le Département de l'Energie (DOE) a remis au Président Carter un rapport indiquant la nécessité de poursuivre un programme de recherches sur le stockage profond. Ce programme a donné lieu en 1987 au lancement de la caractérisation du site de Yucca Mountain.

Il faut également noter le rôle essentiel joué par l'AEN/OCDE et l'AIEA pour centraliser puis diffuser le retour d'expérience international en matière de recherche sur les stockages de déchets. Ces deux organismes ont contribué de façon significative aux orientations prises par les scientifiques en matière de gestion des déchets radioactifs et ont en particulier publié régulièrement des synthèses sur "l'état de l'art" dans ce domaine, synthèses qui sont venues renforcer l'idée que le stockage définitif souterrain était la seule solution préconisée par les experts pour gérer les déchets radioactifs à haute activité et à vie longue.

En France :

En France, la recherche de sites potentiels de stockage de déchets nucléaires en profondeur a débuté dans es années 1960. Quelques études ont eu lieu au CEA sur les potentialités des mines de sel françaises, ainsi que sur la nature des formations géologiques présentes sous le site de La Hague ; les potentialités de certaines îles du Pacifique ont également été brièvement examinées. C'est à la suite du rapport Gruson en 1974 qu'un programme actif et concret de recherche a été lancé, à la fois sur l'existence de sites potentiels en France, et sur les critères et conditions nécessaires pour que de tels sites puissent assurer la sûreté d'un stockage. Cette décision a coïncidé avec le lancement en 1976 d'un programme de recherche européen. Ainsi, dans le cadre d'un partage communautaire des recherches, la France s'est vu confier l'étude des formations granitiques, avec le Royaume-Uni, tandis que l'Allemagne et les Pays-bas se chargeaient du sel, et la Belgique et l'Italie de l'argile.

La spécificité de la gestion des déchets nucléaires a été officiellement reconnue par la création au sein du CEA, le 7 novembre 1979, de l'Agence Nationale pour la gestion des

Déchets RAdioactifs (ANDRA). Les principales missions confiées à cette agence ont été les suivantes :

- assurer la gestion des centres de stockage déjà existants,
- concevoir, implanter et réaliser de nouveaux centres de stockage à long terme,
- effectuer les études nécessaires concernant les prévisions de production de déchets,
- promouvoir des spécifications de conditionnement des déchets avant leur évacuation vers les centres de stockage,
- contribuer aux recherches, études et travaux concernant le devenir des déchets.

Dans le cadre de sa mission, l'ANDRA a donc engagé un programme de recherche orienté vers le stockage souterrain des déchets à haute activité et à vie longue. A la même période, en janvier 1981, à la suite d'un débat au Parlement sur l'indépendance énergétique de la France, le Ministre de l'Industrie, Pierre Dreyfus, a demandé au Conseil Supérieur de la Sûreté Nucléaire de constituer un groupe de travail sur la gestion des combustibles usés. La mission de ce groupe était d'examiner les travaux de modernisation et d'agrandissement de l'usine de retraitement de La Hague et d'analyser les solutions alternatives au retraitement immédiat pour la gestion des combustibles usés.

Une étape ultérieure dans ces recherches fut franchie à la suite des travaux de la Commission présidée par le Professeur Raimond Castaing (1982-1984), qui recommanda que la France entreprenne un programme actif de recherche "pour combler le retard dans le domaine géologique" ; il lui paraissait nécessaire que des formations géologiques autres que le granite fussent examinées. Cette Commission permit de faire le point sur l'état des connaissances relatives aux déchets de haute activité à vie longue et d'établir des recommandations, portant notamment sur l'étude du stockage profond avec une phase d'étude en laboratoires souterrains. Ces travaux envisageaient pour la première fois l'idée de la séparation et de la transmutation des radioéléments. En juin 1985, à la demande d'Edith Cresson, le Conseil Supérieur de la Sûreté Nucléaire constitua un nouveau groupe de travail chargé de préciser les critères techniques devant

être satisfaits pour le stockage géologique. Ce groupe, présidé par le Professeur Jean Goguel et principalement composé de géologues, travailla de juin 1985 à mai 1987.

Entre 1987 et 1989, l'ANDRA a engagé des études préliminaires, en particulier des travaux de reconnaissance géologique, visant à déterminer les possibilités d'implanter un laboratoire souterrain de recherches dans différents départements français. Quatre sites, a priori favorables, ont été sélectionnés sur la base d'un inventaire des sites potentiels réalisé par le BRGM. Ces recherches d'emplacement ont soulevé de vives oppositions et ont donné lieu à un blocage politique et social concernant la gestion des déchets nucléaires. En 1990, le gouvernement a donc décidé de suspendre les travaux sur le terrain et a demandé au Parlement d'évaluer la situation et de suggérer des nouvelles orientations. Cette mission a été transmise à l'Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques. L'évaluation a donné lieu au rapport du député Christian Bataille, qui a alors apporté des propositions novatrices sur le plan de la démocratisation, de l'information et du contrôle de la recherche par le pouvoir législatif.

3.2. La prise en compte du droit des générations futures

Initialement, le principal objectif des experts était donc de concevoir le stockage géologique de façon à garantir la protection des générations futures sans leur transmettre de contraintes particulières. Cette préoccupation reposait sur l'idée que les générations actuelles ayant tiré des bénéfices de la production d'électricité à partir de l'énergie nucléaire, il leur appartenait d'assumer seules la charge des déchets associés à cette production. Si l'orientation vers une solution qualifiée de "définitive" permettait de répondre à cette préoccupation, elle fut par la suite questionnée au regard d'une autre considération : la nécessité de garantir aux générations futures les mêmes droits au contrôle et à la responsabilité que ceux dont les générations actuelles disposent aujourd'hui.

Cette question a été soulevée en Suède dès 1989 par le Comité consultatif pour la gestion des déchets nucléaires - KASAM - qui, dans un document sur "Les actions éthiques face à l'incertitude", fait remarquer que *"la connaissance fondamentale pour engager notre responsabilité envers toutes les conséquences imaginables pour les générations futures nous fait défaut"*. Ce Comité souligne *"qu'il est très important de garantir aux générations futures le même droit à l'intégrité, à la liberté éthique et à la responsabilité que celui dont nous disposons aujourd'hui"*. La conclusion générale retenue est *"qu'un dépôt devrait être construit de façon à ce que les contrôles et les mesures correctives ne soient pas nécessaires, tout en ne les rendant pas impossibles. En d'autres termes, la génération actuelle ne devrait pas reporter la responsabilité totale de la maintenance du site sur les générations futures, mais ne devrait toutefois pas empêcher ces générations futures de le contrôler"*.

Ces réflexions ont été reprises par l'AIEA en 1995 dans ses considérations sur les aspects sociaux et éthiques de la gestion des déchets nucléaires. Toutefois, elles n'ont pas donné lieu à une modification profonde du concept de stockage géologique, qui, par définition, se doit d'être fermé de façon définitive après une période donnée d'exploitation puis de surveillance.

Actuellement, les réflexions les plus avancées sur la question des droits des générations futures mettent ainsi l'accent sur le maintien de leur capacité à pouvoir exercer des choix. Dans cette perspective, les responsabilités des générations actuelles deviennent essentiellement de :

- transmettre aux générations futures un patrimoine de sécurité afin qu'elles puissent assurer elles-mêmes leur protection,
- garantir leur autonomie de choix dans l'avenir en fonction de leurs propres critères.

En pratique, il s'agit de trouver un compromis entre d'une part, la mise en œuvre dès maintenant de solutions de gestion des déchets qui tiennent compte de la dimension du très long terme et, d'autre part, la préservation d'une possibilité d'actions correctives,

voire de changements de solution compte tenu des évolutions techniques, sociales et politiques. Il convient ainsi de s'interroger sur une évolution profonde du processus même de décision en matière de gestion des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue, puis de resituer les options possibles dans le cadre de ce processus décisionnel.

Génération futures

La question de la responsabilité des générations présentes vis-à-vis des générations futures est au cœur de la réflexion qui doit accompagner le choix du mode de gestion des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue. Plusieurs éléments de réflexion sont ainsi à considérer :

- En premier lieu, il importe d'admettre que, dans l'état actuel des connaissances scientifiques et techniques, le problème de la gestion des déchets radioactifs ne peut pas être considéré comme définitivement réglé. Etant donné l'horizon temporel du risque associé à ces déchets, l'étendue des incertitudes tant scientifiques (liées à l'évolution d'un stockage) que sociales (concernant le devenir des sociétés de demain) est importante et ne peut être ignorée.
- Dans le même temps, il ne faut pas oublier qu'il existe actuellement des connaissances qui permettent à la société de maîtriser ce risque, de le contrôler dans des conditions qui sont aujourd'hui considérées comme acceptables sur le court terme par la société. Ces connaissances constituent en quelque sorte un "patrimoine de sécurité", qui s'accroît au cours du temps avec l'avancée des recherches scientifiques et qu'il convient de conserver et de transmettre aux générations futures, pour leur permettre de gérer à leur tour le risque lié à l'existence des déchets radioactifs.
- Par ailleurs, dans le souci d'un développement durable, il convient de s'interroger sur le niveau des ressources nécessaires au maintien d'un niveau de sûreté acceptable et sur leur évolution dans le temps. Il s'agit ainsi de réfléchir dès à présent à la possibilité de mettre en œuvre des concepts de gestion des déchets radioactifs qui puissent évoluer, si nécessaire, vers une moins grande mobilisation de ressources, tout en préservant la sécurité de la collectivité.
- Cette recherche doit cependant prendre en considération le maintien d'une possibilité de réévaluation des concepts et des techniques de gestion des déchets mis en œuvre au vu de l'évolution des critères d'acceptabilité. Les critères d'acceptabilité ne sont en effet jamais définitifs. Ils comportent des dimensions multiples, tant scientifiques, que politiques, éthiques, juridiques, ou culturelles. Ils sont donc susceptibles d'évoluer dans le temps en fonction des nouvelles connaissances comme en fonction des évolutions sociales et éthiques, des situations historiques. Il s'agit alors de laisser aux générations à venir une possibilité d'action qui permette la réévaluation du dispositif de gestion des déchets au vu de leurs propres critères d'acceptabilité et également au vu de nouvelles connaissances. Il est ainsi de la responsabilité des générations actuelles de mettre en place une gestion des déchets qui maintienne dans le temps un certain degré d'autonomie de choix pour les générations futures.

Au vu des réflexions ci-dessus, il apparaît que la problématique de la prise en compte des droits des générations futures dans le processus de gestion des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue se traduit par l'adoption de deux objectifs clés pour guider la décision et l'action :

- Transmettre aux générations futures un patrimoine de sécurité afin qu'elles puissent assurer elles-mêmes leur protection.
Ce patrimoine de sécurité est constitué de l'ensemble des savoir-faire, des connaissances scientifiques et techniques, des dispositifs et outils qui rendent possible la maîtrise du risque par la communauté humaine. Il s'agit ainsi de reconnaître la transmission d'un risque en toute connaissance de cause et en s'assurant que sont également transmis l'ensemble des moyens qui permettent la coexistence terrestre entre l'homme et ce potentiel de danger que représente le site de stockage.

Il convient alors de réfléchir dans le cadre des recherches sur les modalités de gestion des déchets à haute activité et à vie longue, à la mise en œuvre de dispositifs législatifs, techniques, organisationnels, qui conservent, développent et diffusent le savoir-faire acquis pour la génération actuelle et les générations à venir. Dans la mesure où il s'agit notamment d'un savoir technique et scientifique, il est en particulier nécessaire de prendre en compte la question de la formation de ceux qui doivent assurer le relais entre générations.

- Mettre en œuvre dès maintenant des solutions de gestion des déchets qui tiennent compte de la dimension du très long terme tout en garantissant l'autonomie de choix des générations futures dans l'avenir.

Il s'agit donc de concevoir et de mettre en œuvre dès à présent des dispositifs techniques et organisationnels de confinement et d'isolation des déchets qui préservent une possibilité d'actions correctives, voire de changements de solution compte tenu des évolutions techniques, sociales et politiques, permettant ainsi d'introduire la notion de réversibilité.

Sans décharger les générations actuelles de leur responsabilité de prise en charge de la gestion d'un risque qu'elles ont contribué à générer, il convient ainsi d'intégrer dans cette prise en charge une dimension de flexibilité qui rende possible la mise à jour des concepts actuels en fonction de l'évolution future des critères d'acceptabilité, de l'organisation sociale et des ressources disponibles.

3.3. La réversibilité

C'est dans le contexte de recherche de solutions laissant la possibilité d'intervenir dans le futur que se sont développées, depuis une dizaine d'années au niveau international, des réflexions sur la "réversibilité" des stockages géologiques, c'est-à-dire la possibilité de récupérer les déchets après une période de stockage plus ou moins longue. Il est en effet apparu essentiel de ne pas s'orienter de manière définitive vers un concept de stockage donné, mais de rechercher des solutions laissant place à la flexibilité et à l'évolution tant des connaissances scientifiques que des critères d'acceptabilité.

Dans les concepts actuels, la notion de réversibilité est généralement traduite par une "possibilité de retirer les déchets", exigée par la réglementation ou recommandée par les autorités, le plus souvent uniquement en période de pré-fermeture du stockage (comprenant l'exploitation et la période de surveillance avant clôture définitive et démantèlement des installations). Elle est ainsi introduite comme un des éléments à prendre en compte lors de la conception, cette dernière étant cependant faite dans un but de fermeture et d'oubli du stockage.

Les Etats-Unis sont les premiers à avoir introduit, dès 1982, une exigence de réversibilité pour les stockages géologiques dans leur réglementation, avec une

demande explicite de pouvoir ressortir les colis en phase de pré-fermeture pendant 50 ans (durée à laquelle s'ajoute la période nécessaire pour retirer tous les déchets, période estimée à environ 34 ans). La réversibilité doit permettre de répondre à d'éventuels problèmes de sûreté rencontrés pendant cette phase (comportement du stockage non conforme aux prévisions) ou à un besoin de disposer des matières contenues dans les déchets.

La réglementation Canadienne exige également que le retrait des déchets soit possible en phase de pré-fermeture (introduit dans la réglementation depuis 1985). Les lignes directrices édictées en 1987 en vue de l'évaluation des futures études d'impact des stockages géologiques précisent que ce retrait doit permettre de récupérer des colis endommagés ou de répondre à des problèmes de sûreté du stockage. De plus, ces lignes directrices demandent que les conditions d'un retrait des colis en phase de post-fermeture, après démantèlement des installations, soient étudiées.

En Suède, les Autorités de sûreté et de radioprotection se sont prononcées en faveur d'un stockage définitif. Elles considèrent toutefois qu'il ne faut pas exclure la possibilité de permettre aux générations futures de mettre en place, si elles le désirent, d'autres solutions. Il doit ainsi être possible de laisser le dépôt sans surveillance sans conséquences sur l'exposition des hommes et de l'environnement et, dans le même temps, il doit être possible de retirer les colis de combustible usé. Pour renforcer le fait que le dépôt géologique n'est pas irrévocable, le terme de "dépôt profond" est parfois préféré par le concepteur SKB au concept initial de stockage géologique. Par ailleurs, le processus de mise en exploitation du stockage comporte une première phase de test de l'ordre d'une dizaine d'années à l'issue de laquelle, si l'autorisation définitive d'exploitation n'est pas accordée, il faudra ressortir les déchets stockés (qui devraient représenter 5 à 10 % du volume total prévu).

En Suisse, un groupe d'experts pluridisciplinaire (EKRA), chargé de réunir des éléments permettant de comparer les différents modèles de gestion des déchets radioactifs et d'émettre des recommandations, a confirmé en février 2000 que le stockage géologique final était la seule méthode d'évacuation permettant d'assurer une protection durable,

illimitée dans le temps, de l'homme et de l'environnement contre les dangers liés aux déchets radioactifs. Il a toutefois mis en avant des préoccupations de réversibilité en proposant un modèle de "stockage géologique durable contrôlé" qui permettrait de passer par étapes au modèle de stockage géologique définitif. Ce concept comporte la création de deux sites voisins dans une même couche géologique profonde. Le premier (dépôt principal) est destiné à recevoir les déchets après une période de qualification et à être fermé à l'issue de la période d'exploitation. Le second (dépôt pilote) est destiné à recevoir une quantité minimale de déchets représentatifs des sortes contenues dans le dépôt principal en vue de vérifier sur le long terme que le stockage se comporte en conformité avec les prévisions.

L'AIEA et l'OCDE considèrent que l'évacuation définitive des déchets en formation géologique constitue la seule façon d'assurer nos responsabilités envers les générations futures sans leur léguer des charges indues. Cette position a été un peu nuancée en 1995 par l'AIEA qui reprend les arguments énoncés par les suédois concernant le droit à la responsabilité et à l'action des générations futures. Toutefois, la place de la réversibilité dans les concepts de stockage n'est pas clairement définie, dans le sens où il est uniquement mentionné que les solutions développées aujourd'hui ne devraient pas être appliquées de façon irrévocable et devraient permettre des actions correctives si nécessaire. L'OCDE s'est prononcée, en 1995, en faveur de la nécessité de pouvoir retirer les colis en phase de pré-fermeture. Elle estime de plus que la réversibilité constitue un élément important de flexibilité dans le processus décisionnel, sans toutefois préciser qu'il est nécessaire de la prendre en compte dans les concepts de stockage ; l'objectif de ceux-ci restant l'évacuation définitive sans nécessité de contrôle par les générations futures. En fait, les deux organismes considèrent la réversibilité comme un "argument éthique", discuté dans les "aspects sociaux" des stockages.

3.4. Le redéploiement des options possibles pour la gestion des déchets en France : La loi du 30 décembre 1991

Le cadre actuel de la recherche sur la gestion des déchets radioactifs est à présent défini par la loi du 30 décembre 1991 qui s'est appuyée sur les recommandations du rapport Bataille de 1990, ainsi que sur les propositions techniques des commissions Castaing et Goguel du Collège de la Prévention des Risques Technologiques. Il est intéressant de souligner qu'il s'agit de la première loi française promulguée dans le domaine nucléaire et que la France est le premier pays européen à avoir défini dans un cadre parlementaire un processus de recherche pour la gestion des déchets radioactifs.

Cette loi a permis d'élargir le champ des options possibles de gestion des déchets à haute activité et à vie longue. Trois axes de recherche ont été définis :

- axe n°1 : *"la recherche de solutions permettant la séparation et la transmutation des éléments radioactifs à vie longue présents dans les déchets"*.
- axe n°2 : *"l'étude des possibilités de stockage réversible ou irréversible dans les formations géologiques profondes, notamment grâce à la réalisation de laboratoires souterrains"*.
- axe n°3 : *"l'étude de procédés de conditionnement et d'entreposage de longue durée en surface des déchets"*.

Le gouvernement a décidé que ces trois axes de recherches devaient être menés de façon simultanée et complémentaire et que les budgets consacrés à chacun d'eux devaient être répartis de façon équilibrée. Le Tableau 1 présente les budgets consacrés aux 3 axes en 1998 et 1999, ainsi que les prévisions pour l'année 2000.

Tableau 1. Budgets consacrés aux différents axes de la Loi du 30 décembre 1991 en 1998 et 1999, et prévisions pour 2000

	Budget complet (en millions de francs)		
	Axe 1	Axe 2	Axe 3
1998 (réalisé)	422	330	342
1999 (réalisé)	460	329	490
2000 (prévisionnel)	473	433	523

Source : Stratégie et programmes des recherches de la loi du 30/12/91 2000-2006, Edition avril 2000, Ministère de la Recherche

Par ailleurs, la loi a modifié les statuts et la mission de l'ANDRA qui est désormais placée sous la tutelle des ministres de l'industrie, de la recherche et de l'environnement et a créé une Commission Nationale d'Evaluation (voir section 4) chargée de préparer un rapport annuel pour le Parlement faisant état de l'avancement des recherches. Cette commission s'inscrit dans le processus d'évaluation graduel des différentes options de gestion des déchets mis en place par la loi comprenant, au niveau local, la constitution de Comités Locaux d'Information et de Suivi (CLIS) et, au niveau national, l'organisation de débats parlementaires et l'évaluation des travaux de recherches par l'Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques et par la CNE. Un tel processus d'évaluation instaure une démarche de concertation responsable visant à favoriser la transparence et le partage de l'expertise afin d'obtenir des solutions qui soient crédibles et légitimes. Il apporte également une garantie quant au mode de production et à la production de connaissances dans les différents axes.

De plus, en intégrant explicitement la notion de réversibilité dans l'axe de recherche consacré au stockage, la loi du 30 décembre 1991 s'inscrit dans le courant d'évolution international des idées en matière de gestion des déchets sur le très long terme. On peut également noter que l'article 5 de la loi, concernant les conditions de mise en place et d'exploitation des laboratoires souterrains, mentionne que ces derniers sont destinés à *"étudier les formations géologiques profondes où seraient susceptibles d'être stockés ou entreposés les déchets radioactifs de haute activité à vie longue"*.

Enfin, il convient de souligner que la loi constitue une innovation dans le processus de décision puisqu'il devient séquentiel (rapport annuel sur l'état d'avancement) et prévoit un rendez-vous avec le Parlement en 2006. En effet, l'article 4 prévoit que le gouvernement adresse chaque année au Parlement un rapport présentant l'état d'avancement des recherches. Ce rapport est établi par la Commission Nationale d'Evaluation et est discuté au sein de l'Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques. Au terme d'une période de quinze ans, le Parlement devra évaluer l'état d'avancement des recherches à partir d'un rapport global d'évaluation que lui remettra le gouvernement et devra décider, le cas échéant, de la solution la plus adaptée pour gérer les déchets.

La réversibilité - Passage d'une solution définitive à une solution évolutive

C'est dans le contexte de recherche de solutions laissant place à la flexibilité et à l'évolution tant des connaissances scientifiques que des critères d'acceptabilité qu'est introduite l'idée de réversibilité dans la conception du stockage des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue.

Si, dans un premier temps, il a été envisagé de chercher une solution définitive au problème de la gestion du risque à très long terme associé aux déchets radioactifs, il importe à présent d'accepter que l'option d'un stockage géologique définitif, devant à terme être abandonné et oublié, comporte des incertitudes telles qu'il ne serait pas prudent de s'engager à l'heure actuelle vers cette seule option. De plus, une telle option est contraire au respect du droit des générations futures à conserver une autonomie de choix ainsi qu'un degré d'action et de décision. Il ne faudrait pas non plus négliger les possibilités offertes par la recherche scientifique qui pourrait apporter des solutions que nous ne sommes pas en mesure d'imaginer à l'heure actuelle.

Il convient alors d'engager une réflexion qui s'affranchisse du caractère définitif de la solution envisagée pour tâcher de construire une stratégie séquentielle, prudente, vigilante et responsable de recherche d'une solution plus satisfaisante que celle actuellement en application. Cette dernière, l'entreposage de surface, offre certes des avantages dans la mesure où les déchets sont visibles et contrôlables et les risques maîtrisés. Par contre, elle présente une dimension de vulnérabilité sur le long terme qui tient en partie à la mobilisation importante de ressources pour assurer le maintien des barrières de sûreté et la surveillance des colis de déchet, ressources qui pourraient éventuellement faire défaut en cas de conflit international ou de crise économique importante.

La recherche d'une solution de gestion des déchets radioactifs doit ainsi permettre de trouver un compromis entre l'isolement des déchets et leur accessibilité pour pouvoir réévaluer le dispositif de sûreté et/ou intégrer des solutions nouvelles apportées par l'amélioration des connaissances (d'où la notion de réversibilité). C'est pourquoi l'orientation vers une mise en profondeur des déchets, favorisant leur isolement par la présence d'une barrière géologique stable, présente des avantages et en quelque sorte une amélioration du système actuel de gestion. Cette orientation ne devrait toutefois pas être considérée comme définitive, mais comme évolutive, c'est-à-dire inscrite dans un système global de gestion des déchets basé à la fois sur une possibilité de contrôle de ces déchets et de mise en œuvre des actions correctrices et, dans le même temps, sur la mise en place de recherches permettant l'amélioration des connaissances scientifiques et techniques en vue du renouvellement des choix possibles dans le temps.

D'un point de vue pratique, plusieurs démarches sont actuellement envisagées :

- Une possibilité consiste à étudier la mise en place d'un stockage géologique réversible, laissant place à de multiples options allant d'une fermeture progressive du stockage selon un planning temporel défini a priori, à un maintien sur une longue durée de la capacité de retrait des colis. Cette orientation a été notamment retenue par le gouvernement français en décembre 1998.
- Parmi les solutions envisageant une fermeture progressive du stockage géologique, on peut citer l'exemple de la Suisse qui prévoit de laisser les galeries ouvertes et accessibles pendant une centaine d'années afin d'assurer une réversibilité totale, puis de sceller définitivement le stockage pour garantir sa sûreté à long terme.
- En Suède, tout en considérant la nécessité de ne pas adopter une solution irrévocable, les autorités de sûreté ont établi un processus de recherche visant à qualifier un concept de stockage géologique (développé par SKB), afin de ne pas reporter indéfiniment la mise en place d'une solution plus sûre que l'entreposage actuel. Le concept actuellement à l'étude est ainsi qualifié "de dépôt profond" (deep repository) par le concepteur. Il prévoit, entre autre, de ne stocker que 10 % du combustible nucléaire usé dans un premier temps, puis de marquer une pause de quelques années afin de faire le bilan de l'expérience acquise et de surveiller les déchets stockés.

4. LA SITUATION ACTUELLE

4.1. La situation à l'étranger

Une "Evaluation internationale des progrès récents en matière d'évacuation des déchets radioactifs en formation géologique", réalisée par l'AEN en 1999, conclut *"qu'il existe un large consensus technique sur les points clés, à savoir que :*

- *De toutes les options envisagées, l'évacuation en formation géologique profonde est le mode de gestion à long terme le plus approprié pour les déchets radioactifs à vie longue.*
- *La connaissance scientifique comme la technologie nécessaire à l'évacuation géologique ont bien progressé.*
- *Les technologies de construction et d'exploitation des dépôts sont suffisamment mûres pour que l'on puisse envisager de les appliquer.*
- *On a été trop optimiste quant aux calendriers de réalisation de l'évacuation géologique.*
- *Les scientifiques et les techniciens de l'évacuation des déchets sont convaincus que l'évacuation en formation géologique est techniquement sûre.*
- *Malgré cela, le grand public ne partage pas nécessairement la confiance de la communauté scientifique et technique.*
- *Il est nécessaire de poursuivre des recherches scientifiques et techniques de très grande qualité.*
- *On a besoin de cadres d'actions cohérents et de cadres réglementaires stricts, avec des étapes de décision prédéterminées, qui autorisent le dialogue avec le public".*

Les pays qui ont le plus avancé sur la voie de l'évacuation géologique des déchets sont les Etats-Unis et la Scandinavie.

Les Etats-Unis ont mené un programme complet de travaux de surface et ont construit des galeries d'accès et d'expérimentation sur le site de Yucca Mountain. Une évaluation complète de la viabilité de ce site a été soumise au Congrès en 1998. Il est prévu de

recommander un site en 2001 et, si le site de Yucca Mountain est retenu, le dossier de demande d'autorisation pourrait être présenté en 2002.

En Finlande, une commune a accepté d'accueillir un dépôt national. Le choix du site a été arrêté en 2000.

La Suède prévoit d'entreprendre en 2000 - 2001 des recherches sur deux sites.

Au Canada, le concept de stockage géologique a été présenté pour examen à une commission indépendante, qui a conclu que, d'un point de vue technique, la sûreté du concept était jugée suffisante, mais que ce concept ne jouissait pas d'un vaste appui du public et ne pouvait pas pour l'instant être adopté comme mode canadien de gestion des déchets au vu de son faible degré d'acceptabilité. Des réformes organisationnelles et un processus de consultation approfondi sont à l'étude.

Les Allemands ont engagé les études pour la réalisation d'un dépôt de déchets dans le dôme de sel de Gorleben. Celles-ci sont soumises à un processus de révision pendant une durée de 3 à 10 ans. Cependant, une révision possible des solutions à long terme des déchets est envisagée dans la mesure où l'Allemagne s'engage vers une cessation de la production électronucléaire à terme.

Un principe général domine : la responsabilité de la gestion des déchets nucléaires revient à chaque pays producteur, donc chaque Etat tente d'étudier la possibilité de créer son (ses) propre(s) centre(s) national (aux) de stockage géologique. Cependant, certains petits pays (comme la Belgique ou les Pays-Bas par exemple), n'ayant pas les mêmes disponibilités en termes de sites géologiques adéquats que les pays très étendus, réclament une gestion internationale du problème des déchets hautement radioactifs à vie longue, en souhaitant l'engagement de recherches pour la création de plusieurs centres de stockage internationaux.

4.2. La situation en France

4.2.1. La mission de médiation du député Christian Bataille

Conformément aux dispositions de la loi de 1991, le Premier Ministre a confié, fin 1992, au député Christian Bataille, une mission de médiation pour *"mener la concertation préalable aux choix des sites sur lesquels des travaux préliminaires à la réalisation d'un laboratoire souterrain pourraient être menés"*, et *"procéder à toutes les consultations utiles auprès des élus, des associations et des populations concernées"*.

Le 23 juin 1993, le gouvernement d'Edouard Balladur a réaffirmé sa volonté de voir la loi de 1991 appliquée selon les principes de transparence, du souci des générations futures et de l'impératif de sûreté et de protection de l'environnement. Il a confirmé la mission du député Bataille qui s'intitule *"mission de médiation pour l'implantation de laboratoires de recherches souterrains"*. Il a également souligné que *"l'ouverture du processus ainsi engagé, assurant les meilleures garanties de clarté dans les décisions prises, permet de ne pas repousser à un avenir éloigné les actions indispensables"*.

La mission s'est fixée trois objectifs : faire circuler l'information, ouvrir le dialogue avec toutes les parties prenantes, permettre un choix au gouvernement. Trois principes ont été appliqués pour répondre à ces objectifs : responsabilité vis-à-vis des déchets, transparence sur l'ensemble du projet, respect des règles de la démocratie.

Cette mission a tout d'abord procédé à un appel à candidature volontaire c'est-à-dire aux manifestations d'intérêts et aux demandes d'information. Après examen de l'intérêt géologique de 30 demandes transmises à l'ANDRA et au BRGM pour vérification de l'intérêt géologique, les 8 départements sélectionnés ont été ceux de l'Allier, du Gard, de l'Indre, de la Marne, de la Haute-Marne, de la Meurthe-et-Moselle, de la Meuse et de la Vienne. A l'issue de cette phase de préparation, les premiers contacts ont été pris (par courrier, réunions...) auprès des maires, des responsables de cantons, des présidents de département ou de région, auprès des chambres consulaires, des syndicats agricoles, des

associations de protection de l'environnement. Puis, des actions de communication (presse locale et nationale) et d'information ont été mises en place.

Le médiateur a remis son rapport final au gouvernement d'Edouard Balladur en décembre 1993. La mission a été plutôt bien perçue par l'ensemble des acteurs et a permis de proposer 4 départements pour entreprendre les travaux préliminaires d'investigation géologique : le Gard, la Haute-Marne, la Meuse et la Vienne.

Dans son rapport final, le médiateur a souligné que pour être menée à bien la procédure de concertation devait s'appuyer sur un effort persévérant d'explication et de clarification, apporter des garanties sur le devenir des laboratoires au terme des recherches et sur la réversibilité du stockage et enfin assurer une coordination permanente entre les services de l'Etat au niveau national et au niveau local ainsi que la mise en œuvre de moyens sur le plan local (notamment aides aux départements et aux CLIS).

De 1994 à 1996, le gouvernement a demandé à l'ANDRA d'engager des travaux préliminaires sur les sites du Gard, de la Meuse-Haute-Marne et de la Vienne. En février et mars 1997, des enquêtes publiques ont été menées auprès des populations locales concernées. Les trois rapporteurs de ces enquêtes ont globalement donné leur avis favorable à la construction d'un laboratoire souterrain. Toutefois, dans les avis relevés lors de l'enquête publique sur le site de Bure (Meuse), plusieurs personnes ont fait entendre leur désaccord envers la procédure d'enquête publique : comment se fait-il qu'un projet d'une aussi grande envergure fasse seulement l'objet d'une enquête publique et que la durée soit aussi courte? L'enquête publique a ainsi été ressentie comme un exercice de démocratie purement formel et non réel.

Le 9 décembre 1998, à l'issue d'un processus d'expertise technique et des enquêtes publiques, le comité interministériel chargé des questions nucléaires a indiqué que le gouvernement de Lionel Jospin avait retenu le site argileux de Bure (Meuse) pour la construction d'un premier laboratoire souterrain. Il a aussi décidé de poursuivre les investigations en vue de créer un deuxième laboratoire situé dans une couche

géologique granitique. En complément aux laboratoires de l'ANDRA, le comité a chargé le CEA d'étudier la mise au point d'un stockage en subsurface (10 à 20 m de profondeur) et d'en étudier la faisabilité dans le département du Gard. Il est intéressant de noter que le décret du 3 août 1999 autorisant l'ANDRA à installer et exploiter un laboratoire souterrain à Bure précise dans son article 5 que *"les investigations et expérimentations... ont pour objet de réunir les données nécessaires à la conception, à l'optimisation, au respect de la réversibilité et à la sûreté d'un éventuel stockage de déchets radioactifs"*.

4.2.2. Les travaux de la CNE

Historique et missions

Instituée par l'article 4 de la loi du 30 décembre 1991, la Commission Nationale d'Evaluation a été véritablement créée au moment de la nomination de ses membres (au nombre de douze), par décret le 27 janvier 1994 (JO du 3 février). La loi dispose que la CNE est composée de :

- 6 personnalités qualifiées, dont deux experts internationaux, désignés à parité par l'Assemblée Nationale et le Sénat,
- 2 personnalités qualifiées désignées par le gouvernement sur proposition du Conseil Supérieur de la Sûreté et de l'Information Nucléaire,
- 4 experts scientifiques désignés par le gouvernement, sur proposition de l'Académie des Sciences.

La mission de la CNE est d'évaluer chaque année l'état d'avancement des recherches (tant en France qu'à l'étranger) sur la gestion des déchets radioactifs à vie longue et à haute activité, conformément aux trois axes définis par la loi de 1991 ; elle doit aussi établir des recommandations. Elle procède par auditions des différents organismes directement concernés du fait de la loi (ANDRA, CEA, COGEMA, IPSN, EDF) ; ceux-ci lui présentent les dernières avancées scientifiques obtenues. La CNE rédige un rapport annuel qu'elle remet au gouvernement ; celui-ci le transmet au Parlement qui

saisit l'Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques. Tous les rapports de la CNE sont rendus public. Au terme de quinze années de recherches (2006), comme l'exige la loi, la CNE doit rédiger un rapport global d'évaluation des recherches que le Gouvernement soumettra au Parlement, et devra décider, le cas échéant, de la solution la plus adaptée pour gérer les déchets.

La CNE a déjà publié cinq rapports annuels d'évaluation (de 1995 à 1999) ainsi qu'un rapport présentant l'état des réflexions sur la réversibilité des stockages en juin 1998. Les thèmes étudiés et évalués chaque année par la CNE recouvrent l'ensemble du champ des recherches au titre de la loi de 1991. Au cours de chaque audition, tous les acteurs de la recherche sont présents autour de la CNE afin d'instaurer un dialogue entre spécialistes, de confronter les points de vue et d'aboutir à un rapprochement des connaissances acquises.

Bilan des travaux (1994 – 2000)

Au cours de la première année, la CNE a exprimé la nécessité d'une coordination scientifique et technique des différents organismes participant aux recherches, afin que tous les domaines de recherche soient traités de manière cohérente et ouverte. Elle a aussi identifié les principales lacunes des programmes et appelé les acteurs à clarifier les objectifs visés. Elle a effectué un premier constat : les liaisons entre les acteurs sont multiples et complexes, aussi bien pour les financements que pour l'exécution des études. De plus, elle a remarqué que l'implication des acteurs dans les différents axes de recherche est variable. La CNE a souligné l'intérêt d'un plan stratégique global à partir duquel il serait progressivement possible, par itérations successives et affinement des recherches, de trouver le meilleur compromis possible entre les objectifs souhaitables et les possibilités réelles d'application. Enfin, la CNE a noté l'absence d'études sur les aspects socio-politiques : la composante d'information et la participation du public au débat sur la gestion des déchets radioactifs sont importantes et justifient le souhait de la Commission d'être éclairée sur ce point.

Au cours des années qui ont suivi, l'évaluation détaillée des programmes de recherche et des premiers résultats obtenus a conduit la Commission à attirer l'attention sur la nécessité des actions suivantes :

- étudier la séparation et l'élimination de certains produits de fission à vie longue, car les études montrent que ces radioéléments ont une contribution majoritaire à l'impact radiologique dans certains scénarios de "stockage géologique" ;
- améliorer la connaissance des quantités et des caractéristiques des déchets à prendre en compte pour l'entreposage de longue durée et le stockage géologique (inventaire, extrapolation à long terme des flux produits annuellement) ;
- étudier les conditions de la réversibilité du stockage géologique ;
- clarifier la durée de vie visée pour l'entreposage de longue durée ;
- approfondir les scénarios possibles de séparation et d'incinération/transmutation des éléments à vie longue pour en étudier tous les aspects (faisabilité, sûreté, impact radiologique).

La Commission a également examiné les dossiers de sites reconnus pour l'implantation de laboratoires souterrains d'expérimentation : elle a approuvé le site de Bure. Récemment, elle a exprimé des recommandations vigoureuses pour la mise en œuvre d'un programme de modélisation et de simulation numérique des phénomènes qui se produisent dans un dépôt géologique profond. Cet outil devrait être capable de servir aux démonstrations de sûreté. Enfin, la Commission a aussi recommandé d'engager des études concernant les risques sanitaires associés à la gestion des déchets, tant du point de vue chimique que radiologique.

Perspectives

Le Président de la CNE, Bernard Tissot, a souligné récemment, dans un article de la revue Contrôle faisant part du bilan des travaux de la CNE pour la période 1994-1999, que dans les prochaines années, *"l'activité de la Commission devrait être orientée beaucoup moins vers l'analyse des programmes de recherche que vers l'observation de leur mise en œuvre, et l'évaluation proprement dite des résultats des recherches."* Des progrès importants devraient être accomplis à partir de 2001, concernant notamment :

- l'évaluation de la faisabilité des procédés de séparation poussée ;
- l'évaluation d'un avant-projet préliminaire de stockage géologique, de la modélisation et de son comportement ;
- le choix des nouvelles matrices de conditionnement ;
- la revue et la consolidation des choix de concepts d'entreposage de longue durée.

5. CONCLUSION

L'analyse de l'évolution des idées en matière de gestion des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue montre que l'on est passé progressivement de la recherche d'une solution définitive à celle de solutions évolutives intégrant un compromis entre la recherche d'une sûreté durable et le maintien d'une flexibilité dans le processus décisionnel.

Cette évolution traduit la prise de conscience progressive de la nécessité d'une imbrication étroite entre la science, qui définit des objets techniques permettant de répondre à des critères de sûreté, et l'éthique, qui guide l'action pour que les décisions s'inscrivent dans le respect des droits des individus, qu'ils soient présents ou futurs. Parmi ces droits se situe celui de disposer d'un degré d'autonomie dans le choix des actions de protection et du maintien des possibilités de réévaluation d'un dispositif de sûreté en fonction de l'évolution des critères d'acceptabilité du moment.

La problématique actuelle consiste ainsi à s'interroger sur les modalités d'une amélioration progressive de la situation présente basée sur un compromis entre le maintien d'un confinement durable des déchets et la préservation d'une possibilité d'actions correctives, voire de changements de solution compte tenu des évolutions techniques, sociales et politiques. En effet, les déchets sont actuellement sous contrôle et entreposés dans des conditions de sûreté acceptables à court terme, mais le maintien de la sûreté dans le temps est source d'une mobilisation importante des ressources et il existe des dimensions d'incertitudes et de vulnérabilité relatives à l'impact possible de perturbations politiques, économiques ou sociales, voire de catastrophes naturelles, sur le maintien de l'intégrité des barrières technologiques entre les déchets et l'environnement.

Les recherches scientifiques menées jusqu'à présent ont favorisé le développement de moyens techniques de confinement de plus en plus performants, avec notamment une avancée importante par la mise en œuvre au niveau industriel des procédés de vitrification. A présent, les recherches se poursuivent autour des possibilités de

confinement durable afin de tâcher de réduire les incertitudes scientifiques relatives aux différentes options envisagées.

La loi du 30 décembre 1991 comporte de nombreux éléments permettant de répondre à la problématique actuelle, parmi lesquels :

- La détermination des trois axes de recherche qui a permis d'élargir le champ des options possibles de gestion des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue (ces recherches portant sur les caractéristiques des déchets, leur conditionnement et leurs modalités d'isolement).
- La mise en place de laboratoires de recherche en site géologique. Ces laboratoires s'inscrivent dans la recherche d'une barrière supplémentaire entre les déchets et l'environnement, permettant, sur le long terme, de prendre le relais de la barrière technologique.
- L'introduction de la réversibilité dans le concept de stockage profond par la demande de recherches sur le stockage profond réversible ou irréversible. Cette orientation a été confirmée par le gouvernement en décembre 1998. Les interrogations portent actuellement sur les modalités pratiques d'intégration de la réversibilité dans le concept de stockage profond. Cette intégration peut en effet conduire à envisager un large spectre d'options allant d'une fermeture progressive du stockage selon un planning temporel défini a priori, à un maintien sur une longue durée de la capacité de retrait des colis. Dans ce dernier cas, le concept se rapprocherait alors du concept d'entreposage.
- L'instauration d'un processus décisionnel séquentiel, ponctué par une communication périodique de l'état d'avancement des recherches au Parlement. Ce processus favorise la construction de modalités de gestion évolutives tenant compte à la fois des avancées scientifiques et des intérêts de la nation.

BIBLIOGRAPHIE

AGENCE POUR L'ENERGIE NUCLEAIRE (AEN)-ORGANISATION DE COOPERATION ET DE DEVELOPPEMENT ECONOMIQUE (OCDE), **Technical appraisal of the current situation in the field of radioactive waste management – A collective opinion by the Radioactive Waste Management Committee**, 1985.

AGENCE POUR L'ENERGIE NUCLEAIRE (AEN)-ORGANISATION DE COOPERATION ET DE DEVELOPPEMENT ECONOMIQUE (OCDE), **Environmental and ethical aspects of long-lived radioactive waste disposal**, Proceedings of an International Workshop, Paris, 1-2 September 1994.

AGENCE POUR L'ENERGIE NUCLEAIRE (AEN)-ORGANISATION DE COOPERATION ET DE DEVELOPPEMENT ECONOMIQUE (OCDE), **Les actions humaines futures sur les sites d'évacuation**, OCDE, 1995.

AGENCE INTERNATIONALE DE L'ENERGIE ATOMIQUE (AIEA), **Radioactive Waste Management**, Source Book, Vienna, 1992.

AGENCE INTERNATIONALE DE L'ENERGIE ATOMIQUE (AIEA), **Classification of radioactive waste**, Safety Guide, RADWASS Programme, Safety Series n°111-G-1.1, May 1994.

AGENCE INTERNATIONALE DE L'ENERGIE ATOMIQUE (AIEA), **The principles of radioactive waste management**, Safety Series n°11-F, September 1995.

BATAILLE C., **La gestion des déchets nucléaires à vie longue et de haute activité**, rapport de l'Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques, Assemblée Nationale, n°1839, 1990.

BATAILLE C., **Mission de médiation sur l'implantation de laboratoires de recherche souterrains**, rapport du médiateur, député du Nord, à G. Longuet (Ministre de l'Industrie, des Postes et Télécommunications, et du Commerce Extérieur), et M. Barnier (Ministre de l'Environnement), 20 décembre 1993.

BATAILLE C., **L'évolution de la recherche sur la gestion des déchets nucléaires de haute activité : tome 1, les déchets civils**, OPECST, Assemblée Nationale, Mars 1996.

BATAILLE C., **L'évolution de la recherche sur la gestion des déchets nucléaires de haute activité : tome 2, les déchets militaires**, OPECST, Assemblée Nationale, Décembre 1997.

BATAILLE C., GALLEY R., **L'aval du cycle nucléaire : tome 1, étude générale**, OPECST, Assemblée Nationale, Juin 1998.

COMMISSARIAT GENERAL AU PLAN, **L'économie face à l'écologie**, Rapport du groupe présidé par Christian Stoffaës, La Découverte / La Documentation Française, 1993.

COMMISSION NATIONALE D'EVALUATION RELATIVE AUX RECHERCHES SUR LA GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS, **Rapport d'évaluation n°1**, Juin 1995.

COMMISSION NATIONALE D'EVALUATION RELATIVE AUX RECHERCHES SUR LA GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS, **Rapport d'évaluation n°2**, Juin 1996.

COMMISSION NATIONALE D'EVALUATION RELATIVE AUX RECHERCHES SUR LA GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS, **Rapport d'évaluation n°3**, Octobre 1997.

COMMISSION NATIONALE D'EVALUATION RELATIVE AUX RECHERCHES SUR LA GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS, **Réflexions sur la réversibilité des stockages**, Juin 1998.

COMMISSION NATIONALE D'EVALUATION RELATIVE AUX RECHERCHES SUR LA GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS, **Rapport d'évaluation n°4**, Octobre 1998.

COMMISSION NATIONALE D'EVALUATION RELATIVE AUX RECHERCHES SUR LA GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS, **Rapport d'évaluation n°5**, Juin 1999.

Décret du 3 août 1999 autorisant l'Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs à installer et exploiter sur le territoire de la commune de Bure (Meuse) un laboratoire souterrain destiné à étudier les formations géologiques profondes où pourraient être stockés des déchets radioactifs, Journal Officiel, n° 180, 6 août 1999.

DIRECTION DE LA SURETE DES INSTALLATIONS NUCLEAIRES, **La gestion des déchets radioactifs : l'état des recherches début 2000**, Revue Contrôle, n°134, Avril 2000.

HERIARD-DUBREUIL G., SCHIEBER C., DELAIGUE S., SCHNEIDER T., **Enjeux sociaux de la surveillance institutionnelle des stockages profonds de déchets radioactifs**, CEPN-R-248, Octobre 1996.

HERIARD-DUBREUIL G., SCHIEBER C., SCHNEIDER T., **Enjeux sociaux de la réversibilité dans le stockage profond des déchets radioactifs de haute activité**, CEPN-R-258, Juin 1998.

KASAM - SKN, Ethical aspects on nuclear waste - some salient points discussed at a seminar on ethical action in the face of uncertainty, Stockholm, Sweden, September 8-9, 1987, SKN Report 29, April 1988.

Loi n°91-1381 du 30 décembre 1991 relative aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs, Journal Officiel, 1er janvier 1992.

Ministère de l'Education Nationale, de la Recherche et de la Technologie (MENRT), **Stratégies et programmes de recherches au titre de la loi du 30/12/1991 relative à la gestion des déchets radioactifs de haute activité à vie longue**, 2000-2006, Février 2000.

PETIT J-C., **Le stockage des déchets radioactifs : perspective historique et analyse sociotechnique**, Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 12 juillet 1993.

RIVASI M., **Les conséquences des installations de stockage des déchets nucléaires sur la santé publique et l'environnement**, Rapport OPECST, Assemblée Nationale, n°2257, Mars 2000.

DOSSIER N°3

**LA GESTION DU RISQUE RADIOLOGIQUE ASSOCIE
AUX DECHETS A HAUTE ACTIVITE ET A VIE LONGUE**

SYNTHESE

Les déchets issus du cycle électronucléaire se présentent soit sous forme de combustibles usés, soit sous forme de déchets à haute activité et à vie longue provenant du processus de retraitement des combustibles usés. Parmi ces derniers, on peut distinguer ceux qui correspondent aux "cendres" du combustible et ceux qui correspondent aux structures métalliques des assemblages de combustible usé. Schématiquement, chaque assemblage de combustible usé représente une masse de l'ordre de 600 à 800 kg pour un volume d'environ 0,2 m³, et donne lieu à la production d'environ 16,5 kg de "cendres" qui sont vitrifiées et à environ 130 kg de structures métalliques conditionnées dans des conteneurs en acier. Les cendres vitrifiées et les structures métalliques constituent les déchets à haute activité et à vie longue. Actuellement, le cycle électronucléaire français utilise chaque année environ 2400 assemblages de combustible neuf. Au total, le volume des déchets de type structures métalliques produit à ce jour est d'environ 26 000 m³, et le volume des déchets vitrifiés d'environ 1 500 m³. A l'horizon 2020, les volumes estimés sont respectivement de 48 000 et 4 000 m³.

Compte tenu de la quantité importante d'atomes radioactifs présents dans les déchets à haute activité et à vie longue, ces derniers émettent des rayonnements très intenses et, pour certains, pendant des périodes de temps très longues. De ce fait, ils présentent un risque radiologique très important si des personnes s'en approchent ou si la matière qui les constitue est dispersée dans l'environnement. Les déchets vitrifiés, qui contiennent plusieurs milliards de becquerels par gramme, présentent les risques radiologiques potentiels les plus importants. Cependant le risque radiologique diminue en fonction des périodes radioactives des différents radioéléments présents dans les déchets. Ainsi, l'activité totale de l'ensemble des divers plutonium est divisée par environ 20 en 100 ans, par 60 en 1000 ans et par 200 en 10 000 ans. L'activité des actinides mineurs est divisée par environ 4 en 100 ans, par 20 en 1000 ans et par 1000 en 10 000 ans. La réduction la plus importante concerne les produits de fission dont l'activité est divisée par 15 en 100 ans, par plus de 1 million au bout de 1000 ans et par 400 milliards au bout de 10 000 ans. Du fait de la décroissance de l'activité radiologique des différents radioéléments présents dans les colis de déchets vitrifiés, le débit de dose des colis décroît rapidement. Il est divisé par près de 20 après une période de 100 ans et par 25 millions après une période de 1000 ans.

Par ailleurs, les combustibles usés comme les cendres issues du retraitement constituent des déchets très exothermiques du fait des phénomènes radioactifs. A la sortie de la vitrification, la température atteint 120 à 130 °C sur les parois des colis. La chaleur dégagée par les colis des déchets évolue également avec le temps. Elle est divisée environ par 2 en 10 ans, par plus de 10 en 100 ans, par 300 en 1000 ans et par près de 20 000 après une période de 10 000 ans.

L'ensemble du dispositif d'entreposage actuel permet de se protéger efficacement contre les risques potentiels des déchets. Pour les déchets vitrifiés, des épaisseurs de béton permettent de limiter le rayonnement des déchets au sein des bâtiments d'entreposage et, au niveau de la manutention des colis, des systèmes de manipulation à distance

permettent de limiter l'exposition du personnel. Actuellement, les doses individuelles reçues par le personnel intervenant dans le bâtiment d'entreposage des déchets vitrifiés de COGEMA La Hague sont de l'ordre de 0,2 millisievert par an. Enfin, les systèmes de ventilation permettent d'éviter toute détérioration des barrières ouvragées. L'entreposage des colis de déchets vitrifiés est prévu pendant une période de 30 à 50 ans environ assurant ainsi un refroidissement des colis avant de les transférer vers une autre destination. Pour le transport de ces colis, des emballages de transport spéciaux contenant jusqu'à 28 conteneurs de déchets vitrifiés ont été développés qui permettent de limiter le débit de dose à moins de 0,1 mSv/h à une distance d'un mètre. De plus, ces emballages permettent de garantir une température inférieure à 85 °C au contact des surfaces du poids lourd ou du wagon accessibles par une personne du public. Le dispositif d'entreposage actuel des colis de déchets vitrifiés pendant plusieurs dizaines d'années permet donc de réduire significativement l'activité radiologique et la puissance thermique des colis. Au-delà de cette période de refroidissement, la mise en entreposage ou en stockage en profondeur des déchets vitrifiés est facilitée par le fait que les puissances thermiques résiduelles ne nécessitent plus l'introduction de systèmes de ventilation contraignants permettant d'éviter l'altération des différentes barrières de protection (géologiques ou ouvragées).

En ce qui concerne les déchets correspondant aux structures métalliques des assemblages, la puissance thermique dégagée ne présente pas de problème particulier et, compte tenu de leur activité radiologique limitée, il est envisageable d'adopter des solutions moins contraignantes pour leur entreposage ou leur stockage.

L'efficacité globale du dispositif actuel repose sur la surveillance de l'installation d'entreposage et sur la mise en œuvre de programmes de maintenance visant à garantir l'intégrité des colis et de l'installation. Pour le long terme, c'est-à-dire au-delà d'une centaine d'années, l'évolution recherchée pour le dispositif de protection s'inscrit, de façon simplifiée, dans une double logique : d'une part, élaborer des solutions de protection permettant de réduire la maintenance nécessaire pour assurer aussi longtemps que possible le maintien de l'intégrité des colis et de leur structure d'accueil et, d'autre part, réduire le risque radiologique associé à une perte de contrôle éventuelle du dispositif de protection.

Parmi les axes de recherche proposés par la Loi de 1991, l'option du stockage réversible ou irréversible revient à ajouter aux barrières technologiques, une barrière complémentaire constituée par la géologie. Du point de vue de l'évolution des risques sur le très long terme, le stockage profond est donc conçu de façon à isoler les déchets en utilisant les formations géologiques comme barrière de protection. Afin d'évaluer l'efficacité de ce dispositif au cours du temps, les analyses de sûreté visent à évaluer les risques radiologiques potentiels sur le très long terme dès la phase de conception du stockage.

1. QU'EST-CE QU'UN DECHET RADIOACTIF ?

Un déchet radioactif est un résidu inutilisable contenant des matières qui ont la propriété d'émettre des rayonnements. Les déchets radioactifs ont une origine très variée mais, pour l'essentiel, ils proviennent de l'industrie nucléaire (environ 90 % en volume annuel).

Les différents déchets radioactifs peuvent être caractérisés par la quantité de radioactivité qu'ils contiennent par unité de masse (qui est aussi appelée "activité massique" et l'unité de mesure utilisée est le becquerel par unité de masse (noté Bq/g)), et la période radioactive qui correspond au temps nécessaire pour que la radioactivité initiale soit divisée par deux.

On peut donc dire pour simplifier que plus un déchet est radioactif, plus il est potentiellement dangereux pour les personnes qui seraient exposées à ses rayonnements et qu'il convient donc d'organiser la protection de l'homme par rapport à ce déchet radioactif. De plus, plus sa période radioactive est grande, plus il est susceptible de poser également un problème de protection pour les générations futures. Ainsi, dès qu'ils sont produits, les déchets radioactifs sont traités de façon à protéger les personnes susceptibles d'être exposées à leurs rayonnements.

2. COMMENT CLASSER ET GERER LES DECHETS RADIOACTIFS ?

Pour organiser la gestion des déchets radioactifs, un classement a été proposé en fonction des filières de gestion envisagées pour chaque type de déchet. Ce classement est qualitatif et fondé sur le mode de protection contre les dangers que peuvent présenter les déchets. Le niveau de rayonnement plus ou moins élevé exige une protection plus ou moins importante et la durée de vie des matrices contenant les déchets radioactifs nécessite une protection plus ou moins durable ou facile à restaurer.

2.1. Les caractéristiques des déchets

En tenant compte de l'activité initiale, de la période radioactive des radioéléments présents dans les déchets et des destinations de déchets, on retient en France le classement ci-après pour les déchets.

Les déchets de très faible activité (déchets TFA)

Ces déchets sont essentiellement des matériaux (de types terres, gravats, ferrailles) provenant de la démolition de bâtiments dans lesquels des matières radioactives ont été manipulées. Il s'agit de matériaux peu radioactifs, de période radioactive plus ou moins longue. Leur activité est comprise entre 1 et 100 Bq/g. Pour s'en protéger, il suffit de les rassembler, généralement en vrac, dans des structures (ou alvéoles) en béton et de mettre en place un dispositif de surveillance plus ou moins long afin d'empêcher le public de se retrouver au contact de ces matériaux. Actuellement, ce type de déchets est en volume limité : certains déchets TFA sont générés tout au long du cycle du combustible à raison d'environ 3000 tonnes par an. Ils sont entreposés sur les sites où ils sont produits. Du point de vue radiologique, ces déchets représentent au total une activité de l'ordre de quelques tera-becquerels (c'est-à-dire 10^{12} becquerels ou mille milliards de becquerels). Dans les prochaines années, ils seront transférés sur un site de stockage de surface spécialisé. C'est le démantèlement des centrales nucléaires qui produira des volumes importants de déchets TFA (de l'ordre de 200 000 tonnes). Aux déchets TFA du cycle électronucléaire, s'ajoutent ceux issus de nombreuses autres industries (stockages de phosphogypse issus de la production d'engrais agricoles, sites

de traitement de minerais de monazite et de sable de zircon, usines de fabrication des pierres à briquet...). Ces stocks représentent quelques millions de tonnes de déchets TFA.

Les déchets de faible activité à vie longue : les résidus miniers

En France, on trouve des résidus de traitement des minerais d'uranium essentiellement dans la région du Limousin et les départements de la Vendée, de la Lozère et de l'Hérault qui ont connu dans le passé une activité d'extraction de minerai d'uranium. L'activité de ces déchets est comprise entre 100 et 100 000 Bq/g et leur période est relativement longue (plusieurs milliers d'années). Compte tenu de leur volume important (à titre d'exemple, le site de Lodève dans le département de l'Hérault compte 4,2 millions de tonnes de résidus de traitement de minerais d'uranium), il a été décidé de les laisser sur place et de les recouvrir d'une couche protectrice de matériaux inertes (essentiellement composés de terre végétale se trouvant sur le site lui-même) et de les surveiller (tenue mécanique, concentration de la radioactivité dans l'environnement). Du point de vue radiologique, ces déchets représentent une activité de l'ordre de quelques milliers de téra-becquerels.

Les déchets de faible et moyenne activité à vie courte

Ils proviennent d'installations diverses (industrielles, médicales, nucléaires) et correspondent le plus souvent à des équipements de protection (gants, bottes, ...) ou à des matériaux usés issus de l'exploitation des installations (filtres, résines, huile,...). Leur activité est comprise entre 1 000 et plusieurs centaines de milliers de Bq/g (d'où le terme de faible et moyenne activité) mais leur période est courte (inférieure à 30 ans). Les déchets sont généralement fixés dans des blocs de béton qui sont ensuite stockés en surface dans des structures elles-mêmes en béton et qui font l'objet d'une surveillance permanente. En l'an 2000, le volume global accumulé en France de ce type de déchets est d'environ 600 à 700 000 mètres cube. Jusqu'au début des années 1990, ces déchets ont été stockés sur le centre de la Manche. Depuis la fermeture de ce dernier, ils sont stockés sur le centre de Soulaines dans le département de l'Aube. Du point de vue radiologique, ces déchets représentent une activité de l'ordre de quelques centaines de milliers de téra-becquerels.

Les déchets à haute activité et à vie longue

Ces déchets proviennent pour partie directement des réacteurs, mais essentiellement des usines de Marcoule et de La Hague qui retraitent le combustible usé des centrales nucléaires. Deux types de déchets peuvent être distingués :

D'une part, les éléments des structures métalliques du combustible ou de résidus divers provenant des procédés de production (résines, filtres, boues...). Leur activité varie de quelques centaines à plusieurs centaines de milliers de Bq/g et leur période peut atteindre plusieurs milliers voire dizaines de milliers d'années. Ces déchets jusqu'ici étaient principalement conditionnés dans du béton ou du bitume en vue d'être entreposés temporairement ou stockés. Afin de réduire les volumes devant être entreposés ou stockés dans l'avenir, il est envisagé dorénavant de compresser les gainages et les autres résidus métalliques et de les placer dans des conteneurs en acier inoxydable. En l'an 2000, le volume global accumulé en France de ce type de déchets est de l'ordre de 30 000 m³. En 2020, le volume accumulé de ces déchets avoisinerait 48 000 m³ (voir tableau 1). Ils représentent moins de 1 % de la radioactivité totale des déchets, c'est-à-dire de l'ordre de quelques millions de tera-becquerels.

D'autre part, les déchets vitrifiés correspondant aux déchets les plus radioactifs qui proviennent des réactions de fission et sont extraits des combustibles usés après retraitement dans les usines COGEMA de La Hague. Ces déchets peuvent atteindre plusieurs milliards de becquerels par gramme de matière. En l'an 2000, en France, le volume global accumulé de ce type de déchets conditionnés est d'environ 1500 m³. En 2020, le volume accumulé de ces déchets devrait avoisiner 4 000 m³. Actuellement ils sont entreposés sur les centres du Commissariat à l'Energie Atomique et dans les usines COGEMA de Marcoule et de La Hague. Du point de vue radiologique, ces déchets représentent moins de 1% du volume des déchets nucléaires mais plus de 99,9% de la radioactivité, soit de l'ordre de quelques milliards de tera-becquerels.

On notera que les déchets à haute activité à vie longue font l'objet de la loi du 30 décembre 1991 relative « aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs » dans laquelle s'inscrit la présente Mission Collégiale de Concertation.

Il convient de noter que la France ayant fait le choix du retraitement des combustibles usés, ces derniers constituent donc une ressource potentielle pour la fabrication de nouveaux combustibles et, à ce titre, ne sont pas classés parmi les déchets radioactifs.

Le Tableau 1 résume les origines de ces déchets et leurs principales caractéristiques.

Tableau 1. Origine et caractéristiques des déchets

Type de déchets	Nature, origine et conditionnement	Activité	Durée de vie
Déchets TFA (très faible activité)	- gravats et ferrailles, démantèlement (prochainement) – <i>pas de conditionnement spécifique</i>	1 – 100 Bq/g	
Résidus miniers	- déchets radifères issus du traitement de l'uranium au sortir de la mine – <i>pas de conditionnement spécifique</i>	100 – 100 000 Bq/g	vie longue (30 – 10 000 ans)
Déchets FA (faible activité)	- résines, filtres, gants, etc. : exploitation des centrales, des usines de retraitement, des laboratoires médicaux ou industriels, etc. – <i>conditionnement en matrices de béton, de bitume ou de verre enchâssées dans du béton</i>	1 000 – quelques centaines de milliers de Bq/g	vie courte (< 30 ans)
Déchets HAVL (haute activité et vie longue)	- déchets produits lors du retraitement et de la fabrication du plutonium - coques et embouts provenant des gaines de combustible - boues issues du retraitement - <i>conditionnement en matrices de béton, de bitume ou de verre enchâssées dans du béton – résidus métalliques compressés dans conteneurs en inox</i> - déchets issus du combustible usé après retraitement - <i>conditionnement dans une matrice de verre</i>	quelques centaines de milliers de Bq/g milliards de Bq/g	vie longue (>30 ans) vie courte ou longue

2.2. La destination des différents types de déchets

Ainsi, le classement retenu actuellement pour les déchets radioactifs tient compte à la fois du niveau de radioactivité et de la période des radioéléments qu'ils contiennent. Différentes destinations à long terme, présentées dans le Tableau 2, sont prévues pour ces déchets.

Tableau 2. Destinations à long terme selon le type de déchets

Type de déchets	Période courte principaux éléments < 30 ans	Période longue principaux éléments > 30 ans
TFA très faible activité	Etudes en cours pour réalisation	Mise en sécurité à l'étude pour les résidus miniers
FA faible activité	Centre de l'Aube (stockage de surface)	Stockage dédié à l'étude (déchets radifères, graphites)
MA moyenne activité	A l'étude pour les déchets tritiés	
HA haute activité	A l'étude (loi du 30 décembre 1991)	

3. L'ORIGINE, LE VOLUME ET LA LOCALISATION DES DECHETS A HAUTE ACTIVITE ET A VIE LONGUE

Les produits radioactifs qui constituent les déchets à haute activité et à vie longue sont produits lors de la réaction de fission du combustible dans les réacteurs des centrales nucléaires. Ils restent, en principe, confinés dans les assemblages de combustible usé.

Les assemblages de combustible usé

Les assemblages constituent le combustible des réacteurs nucléaires. Ils sont composés soit de pastilles d'oxyde d'uranium (combustible noté UOX), soit de pastilles fabriquées à partir d'un mélange d'oxydes de plutonium et d'uranium (appelé combustible MOX). Ces pastilles d'une dizaine de millimètres sont empilées dans des gaines pour former des crayons combustibles. Un assemblage regroupe 264 crayons (Figure 1). Sa hauteur varie, selon le type de réacteur, entre 4,1 mètres et 4,9 mètres et son poids entre 650 et 800 kg environ, pour un volume d'environ 0,2 m³. Le nombre d'assemblages nécessaires au fonctionnement d'un réacteur de puissance varie quant à lui entre 157 et 205, selon le type de réacteur considéré, et la quantité d'UO₂ pour l'ensemble des assemblages d'un réacteur est comprise entre 72 et 110 tonnes.

Actuellement, pour produire 400 TWh/an sur les 19 sites de centrales nucléaires françaises, le cycle électronucléaire français utilise environ 1200 tonnes de combustibles neufs par an, soit environ 2400 assemblages. Pour produire ces combustibles, il est nécessaire d'extraire environ 8200 tonnes d'uranium naturel. Sur cette base, le nombre d'assemblages de combustible usé produit chaque année représente environ 1200 tonnes d'assemblages entreposés en piscine de désactivation.



Figure 1. Vue d'un combustible nucléaire (Photo COGEMA)

Une fois sortis du réacteur, deux solutions sont envisageables actuellement pour les assemblages de combustible, appelés alors assemblages de combustible usé :

- soit les entreposer ou les stocker tels quels en les considérant comme déchets non réutilisables ; c'est par exemple la solution retenue par la Suède, les Etats-Unis et le Canada, et depuis peu par l'Allemagne ;
- soit les retraiter afin d'une part, de récupérer les matières recyclables encore présentes dans les assemblages usés (c'est-à-dire l'uranium et le plutonium) pour bénéficier de leur potentiel énergétique en les réutilisant pour la fabrication de combustible neuf, et, d'autre part, assurer des conditionnements spécifiques des déchets radioactifs. C'est la solution retenue notamment par la France, le Royaume-Uni ou le Japon et précédemment par l'Allemagne.

Le Tableau 3 présente de façon détaillée les matières contenues dans un assemblage combustible une fois sorti du réacteur, en fonction du type de radioélément présent. Lors des opérations de retraitement, parmi ces matières, certaines peuvent être recyclées tandis que les autres constituent des déchets.

Tableau 3. Matières contenues dans un assemblage combustible utilisé pour un réacteur de 900 MWe

Produits obtenus après retraitement	Radioéléments	Masse par assemblage
« Recyclables »	Uranium	440 kg
	Plutonium	4,6 kg
« Cendres » du combustible utilisé conditionnées par vitrification	Actinides mineurs : dont neptunium américium curium	0,4 kg
	Produits de fission	16 kg
Matériaux de structure	Nickel, zirconium, manganèse,...	130 kg (dont embouts 14 kg et gaines 116 kg)

Du combustible utilisé aux déchets à haute activité et à vie longue

En France, après une période de refroidissement de 1 à 2 ans en piscine dans les centrales, les combustibles utilisés arrivent à l'usine de La Hague et sont encore refroidis en piscine pendant environ 3 ans avant d'être retraités. Lors du retraitement des assemblages de combustible utilisé, deux types de déchets sont produits :

- Ceux qui correspondent essentiellement aux restes les plus radioactifs (appelés aussi cendres) du combustible utilisé lui-même et qui représentent environ 16,5 kg pour un assemblage de combustible utilisé. Ces déchets sont vitrifiés, c'est-à-dire que les produits radioactifs sont incorporés à du verre en fusion (environ 80% de verre pour 20% de produits radioactifs), puis coulés dans des conteneurs en acier inox. Il s'agit de déchets radioactifs à haute activité qui représentent 99,9% de l'activité radiologique des déchets à haute activité et à vie longue. Au total, en France, ces déchets représentent chaque année une production de 40 tonnes de "cendres" qui, une fois conditionnées, constituent un flux d'environ 100 m³ sous forme de colis de 200 litres.

- Ceux issus du découpage et du cisailage des structures métalliques des assemblages de combustible usé et qui représentent environ 130 kg pour un assemblage. Ces déchets sont conditionnés dans un étui métallique, puis sont compactés et placés dans un conteneur en acier inoxydable.

La Figure 2 présente les colis utilisés pour conditionner ces deux types de déchets. Ces colis, constitués d'une enveloppe en inox, ont une taille de 1,135 m et un diamètre de 43 cm, pour un volume de 200 litres et un poids de 480 kg.



Figure 2. Colis de déchets à haute activité et à vie longue (Photo COGEMA)

Les volumes prévus pour les déchets à haute activité et à vie longue

Compte tenu du programme électronucléaire actuel en France et des activités de retraitement des assemblages de combustible usé, les volumes des déchets à haute activité et à vie longue et leur répartition selon le producteur sont détaillés dans le Tableau 4. Ces volumes correspondent aux déchets conditionnés dans leur colis. Ces volumes sont donnés pour l'année 2000 ainsi que pour l'année 2020 en fonction des prévisions d'activité actuelles.

Tableau 4. Volumes et répartition selon les producteurs des déchets à haute activité et à vie longue conditionnés

Type de déchets	Site de production et d'entreposage	Volume en m ³	
		en 2000	en 2020
Déchets provenant des diverses structures des assemblages	EDF	520	990
	COGEMA La Hague	8 220	21 230
	COGEMA Marcoule	9 130	15 950
	CEA	8 690	9 860
	TOTAL	26 560	48 030
Déchets vitrifiés	COGEMA La Hague	1 000	3 490
	COGEMA Marcoule	540	550
	CEA	10	10
	TOTAL	1 550	4 050

4. UN RISQUE RADIOLOGIQUE POTENTIELLEMENT IMPORTANT

Compte tenu de la quantité importante d'atomes radioactifs présents dans les déchets à haute activité et à vie longue, ces derniers émettent des rayonnements très intenses et, pour certains, pendant des périodes de temps très longues. De ce fait, ils présentent un risque radiologique très important si des personnes s'en approchent ou si la matière qui les constitue est dispersée dans l'environnement. Cette note se limite à la présentation des risques associés aux déchets vitrifiés, puisqu'il s'agit des déchets ayant la plus forte activité radiologique et qui présentent donc potentiellement les risques les plus importants.

Il convient de souligner que les valeurs présentées ci-après ont été obtenues à partir des données disponibles, notamment dans l'étude européenne PAGIS. L'objectif est de montrer les ordres de grandeur des risques potentiels associés aux déchets ainsi que les principales évolutions au cours du temps. Des valeurs plus précises et sensiblement différentes pourraient être obtenues dès lors que d'autres hypothèses, concernant notamment les termes sources, seraient retenues. De plus, la présentation des résultats a été volontairement simplifiée afin de faciliter la compréhension du document.

L'activité radiologique des déchets vitrifiés

A la sortie de l'opération de vitrification, on trouve dans un colis de déchets vitrifiés, contenant 170 litres de produits hautement radioactifs vitrifiés et en sommant l'ensemble des divers radioéléments, environ :

- 100 millions de becquerels pour les divers uraniums,
- 10 000 milliards de becquerels pour les divers plutoniums,
- 10 000 milliards de becquerels d'américium et de curium, que l'on appelle aussi les actinides mineurs,
- 10 millions de milliards de becquerels de produits de fission, tels que le ruthénium, le strontium, et le césium.

Les risques potentiels associés aux colis de déchets vitrifiés

Les risques radiologiques associés aux colis de déchets vitrifiés sont de deux types :

- d'une part, compte tenu de l'activité radiologique présente dans les colis, ces derniers sont très irradiants et présentent donc un risque d'irradiation externe pour les personnes se trouvant à leur proximité ;
- d'autre part, si les radioéléments présents dans les colis se dispersaient dans l'environnement, un risque d'exposition interne par ingestion existerait.

Le risque d'irradiation externe

Les colis de déchets vitrifiés sont très irradiants, ce qui nécessite leur entreposage dans un lieu approprié et leur manipulation par des professionnels du nucléaire. Le débit de dose à leur contact est de l'ordre de 500 à 5000 sieverts par heure et diminue à moins de 50 sieverts par heure à une distance d'un mètre du colis sans protection. Par conséquent, une personne qui s'approcherait pendant plus de 5 minutes à un mètre du colis sans aucune protection, recevrait une dose totale d'environ 5 sieverts par irradiation externe, c'est-à-dire une dose mortelle. Ce risque d'irradiation externe se retrouve dans toute l'activité industrielle nucléaire. L'industrie est amenée à se protéger classiquement contre ce type d'irradiation en utilisant des écrans de protection et en effectuant certaines opérations de manipulation à distance. Compte tenu des débits de dose des colis de déchets vitrifiés, la mise en place d'écrans de béton d'une épaisseur de 50 cm permet déjà de réduire le débit de dose par mille, une épaisseur d'1 m permet une réduction par plusieurs centaines de milliers, une épaisseur de 1,5 m donne une réduction de plusieurs dizaines de millions et une épaisseur de 2 m réduit le débit de dose de plusieurs milliards. Dès lors que ces opérations sont gérées par des professionnels du nucléaire, elles ne présentent pas de problèmes particuliers par rapport aux autres activités de l'industrie nucléaire.

Le risque d'ingestion

Du point de vue du risque d'ingestion de matière, il faut garder à l'esprit, à titre indicatif, que si ces déchets étaient dispersés au lieu d'être vitrifiés et confinés dans un colis, l'ingestion par une personne d'un milligramme de déchets bruts (c'est-à-dire sous une

forme assimilable par l'organisme humain) délivrerait une dose mortelle. La vitrification des déchets permet d'éviter actuellement tout risque de dispersion de matière radioactive dans l'environnement. Même dans l'hypothèse extrême d'une pulvérisation des matrices de verre, le fait d'ingérer une fraction de verre ne devrait pas conduire à une dose significative dans la mesure où la fraction assimilée dans l'organisme resterait extrêmement faible. De ce fait, la vitrification apparaît comme une double garantie d'une part, vis-à-vis de la dispersion dans l'environnement et, d'autre part, vis-à-vis d'une éventuelle ingestion de fraction infime de produits vitrifiés.

La prise en compte du risque d'ingestion a pu conduire par généralisation au développement de la notion de radiotoxicité associée à un stockage de déchets. L'objectif est d'exprimer l'inventaire radiologique de l'ensemble d'un stockage sous forme de sieverts par tonne de déchets comme si tout l'inventaire était ingéré (et assimilable). On aboutit ainsi à des valeurs extrêmement élevées (plusieurs millions de sieverts par tonne) qui n'ont pas vraiment de sens en termes de risque puisqu'elles correspondent à une situation impossible, à savoir l'ingestion d'une tonne de déchets par une seule personne ou l'ingestion d'une multitude de fractions de cette même tonne par une multitude de personnes. Ce type de raisonnement n'est pas réaliste compte tenu du conditionnement des déchets. Par analogie, comme on sait que la dose létale par inhalation d'hydrogène sulfuré (H_2S) est de quelques centaines de milligrammes en moins d'une demi-heure, le raisonnement ci-dessus aurait conduit à considérer que les réserves du gisement de gaz de Lacq avaient une toxicité potentielle de plusieurs centaines de milliards de morts.

Un dégagement de chaleur important

Il faut également ajouter que les déchets vitrifiés dégagent beaucoup de chaleur du fait des phénomènes radioactifs. La puissance thermique des colis de déchets est très élevée à la sortie de la vitrification. La température atteint environ 120 à 130 °C sur les parois des colis dans les premières années après la vitrification. Une période de refroidissement des colis dans un entreposage muni d'un système de ventilation est donc nécessaire après la vitrification.

Un risque qui diminue avec le temps

Cependant, le temps joue dans le bon sens. Le risque radiologique diminue en fonction des périodes radioactives des différents radioéléments présents dans ces déchets. De même, la chaleur des colis décroît rapidement.

L'évolution de l'activité

L'évolution de l'activité dépend des radioéléments présents dans les colis de déchets. Ainsi, l'activité des divers plutoniums est divisée par environ 20 en 100 ans, par 60 en 1000 ans et par 200 en 10 000 ans. L'activité des actinides mineurs est divisée par environ 4 en 100 ans, par 20 en 1000 ans et par 1000 en 10 000 ans. L'activité de l'uranium diminue très peu. La réduction la plus importante concerne les produits de fission dont l'activité est divisée par 15 en 100 ans, par plus de 1 million au bout de 1000 ans et par 400 milliards au bout de 10 000 ans. Ils deviennent alors minoritaires en termes d'activité présente dans les déchets vitrifiés. Ainsi, les produits de fission constituent une part importante de la radioactivité pendant les premiers siècles, cette radioactivité décroissant assez rapidement par la suite sans toutefois pouvoir être négligée. La Figure 3 synthétise de façon simplifiée (en sommant l'activité de l'ensemble des radioéléments présents) l'évolution de l'activité d'un colis de déchets vitrifiés (évolution exprimée en téra-becquerel par colis - TBq/colis, soit en milliers de milliards de becquerels).

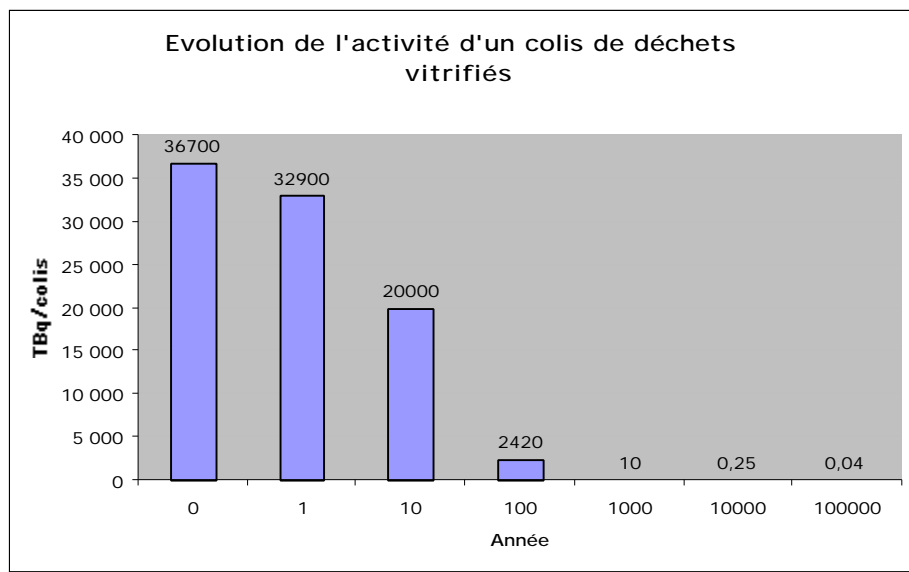


Figure 3. Evolution de l'activité d'un colis de déchets vitrifiés

L'évolution du débit de dose

Du fait de la décroissance de l'activité des différents radioéléments présents dans les colis de déchets vitrifiés, le débit de dose des colis décroît rapidement. Il est divisé par près de 20 après une période de 100 ans et par 25 millions après une période de 1000 ans. Au-delà de cette période, la réduction devient limitée. Ainsi, après une période de 100 ans, une exposition de plusieurs heures, sans protection et à une distance d'un mètre d'un colis, entraînerait une dose mortelle. Après une période de 1000 ans, la même durée d'exposition à proximité d'un colis donnerait lieu à une dose de quelques microsievverts, n'entraînant pas d'effet sanitaire à court terme. La Figure 4 présente l'évolution du débit de dose en sievert par heure pour un colis et à une distance d'un mètre du colis.

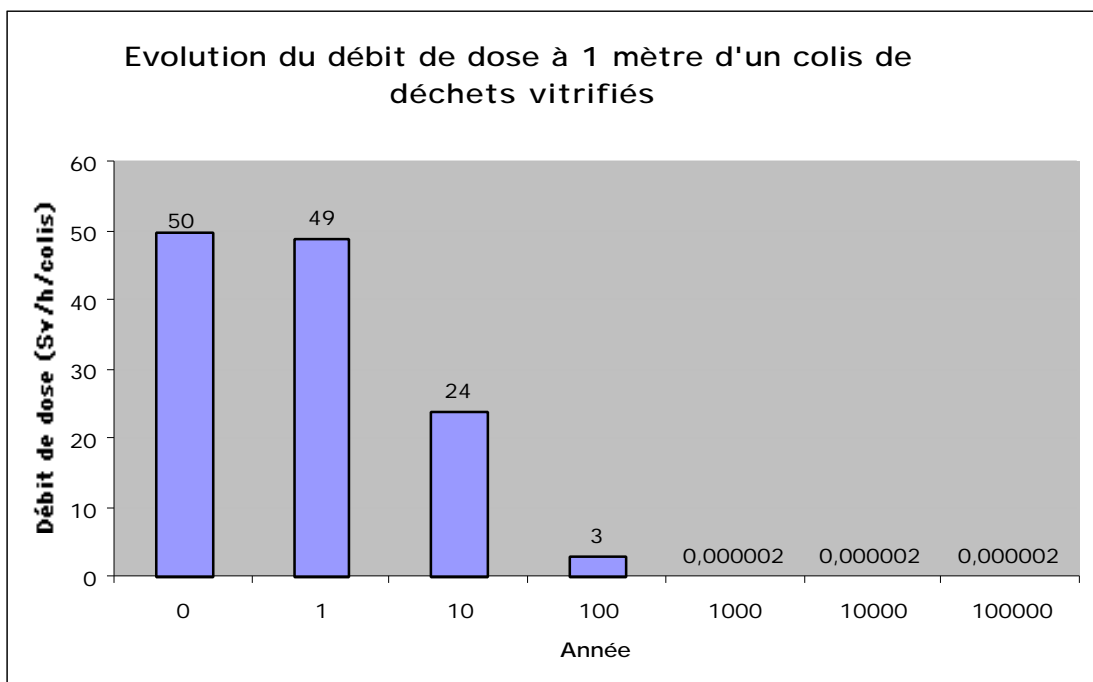


Figure 4. Evolution du débit de dose à un mètre d'un colis de déchets vitrifiés

L'évolution du risque d'ingestion

Si l'on fait l'hypothèse que les matières radioactives contenues dans les colis sont dispersables, c'est-à-dire que l'on ne tient pas compte de la protection apportée par la vitrification, le risque potentiel associé à l'ingestion d'un milligramme de déchet (hors verre) est divisé environ par 10 au bout d'une période de 100 ans, par 200 après une période de 1000 ans et par 7000 au bout de 10 000 ans. Au-delà de cette période, la décroissance est plus lente. La Figure 5 présente l'évolution du risque associé à l'ingestion hypothétique d'un milligramme de déchets bruts (hors verre) compte tenu de la décroissance radioactive.

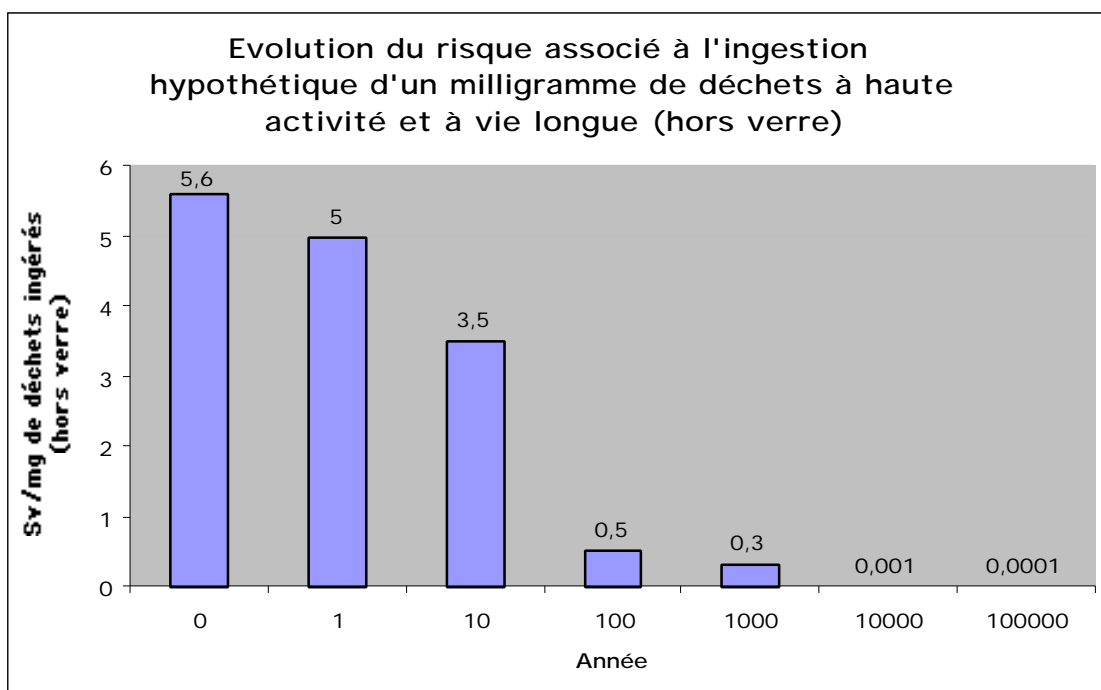


Figure 5. Evolution du risque associé à l'ingestion hypothétique d'un milligramme de déchets à haute activité et à vie longue (hors verre)

L'évolution du dégagement de chaleur

La chaleur dégagée par les colis de déchets évolue également avec le temps. Elle est divisée environ par 2 en 10 ans, par plus de 10 en 100 ans, par 300 en 1000 ans et par près de 20 000 après une période de 10 000 ans. Compte tenu de cette évolution, l'entreposage en surface des colis de déchets vitrifiés pendant plusieurs dizaines d'années permet donc de réduire significativement la puissance thermique des colis. Au-delà de cette période de refroidissement, la mise en entreposage ou en stockage en profondeur des déchets vitrifiés est facilitée par le fait que les puissances thermiques résiduelles ne nécessitent plus l'introduction de systèmes de ventilation contraignants permettant d'éviter l'altération des différentes barrières de protection (géologiques ou ouvragées). La Figure 6 présente l'évolution de la puissance thermique d'un colis de déchets vitrifiés exprimée en watt par colis.

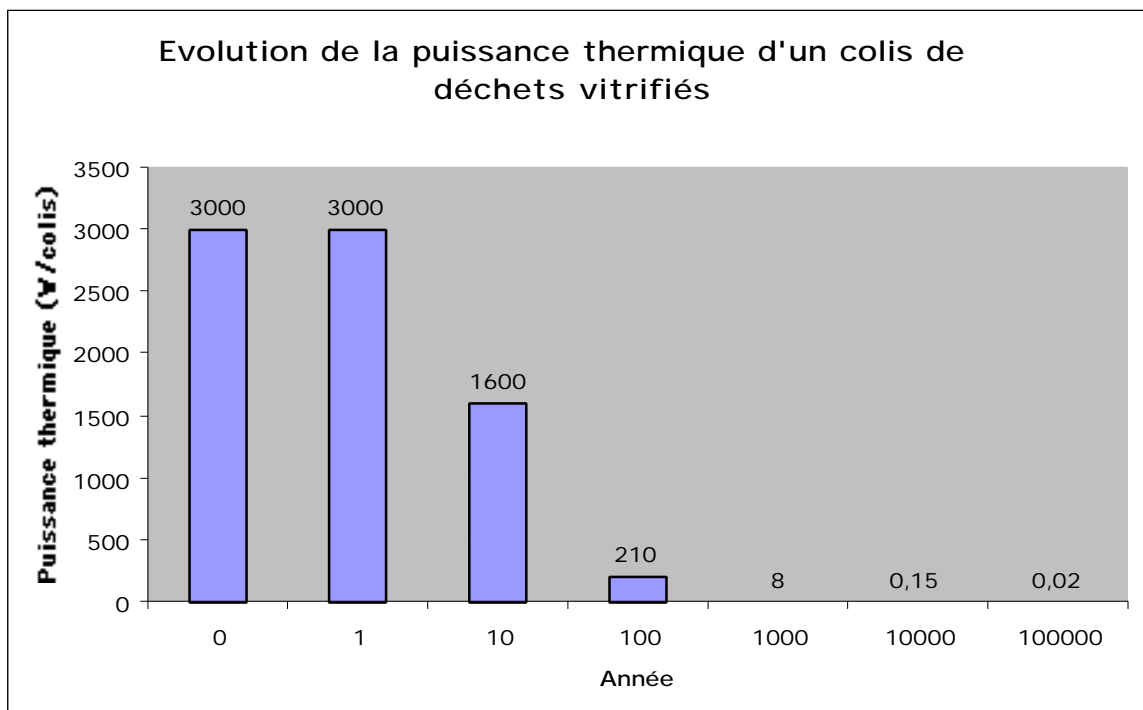


Figure 6. Evolution de la puissance thermique d'un colis de déchets vitrifiés

5. LA PROTECTION ACTUELLE CONTRE LE RISQUE RADIOLOGIQUE ASSOCIE AUX DECHETS

Aujourd'hui, les déchets vitrifiés sont entreposés, après conditionnement, dans des bâtiments ventilés qui se trouvent sur les sites de retraitement de Marcoule et de La Hague. De façon simplifiée, les principales fonctions de l'entreposage sont de permettre le refroidissement des colis et leur isolement par rapport à l'homme. Le bâtiment d'entreposage des déchets vitrifiés du site COGEMA de La Hague comprend une série de puits, entourés d'une double enveloppe garantissant leur étanchéité (Figures 7 et 8). Chaque puits peut contenir 12 colis de déchets vitrifiés et le bâtiment d'entreposage est prévu pour recevoir au total plusieurs milliers de colis de déchets vitrifiés, soit environ plus de 10 ans de production. Les puits sont dotés de cheminées de refroidissement dans lesquelles l'air circule sans être au contact des colis. Ces puits sont surmontés d'une dalle en béton d'une épaisseur de 1,80 mètre et le bâtiment d'entreposage lui-même comprend des murs en béton de la même épaisseur.

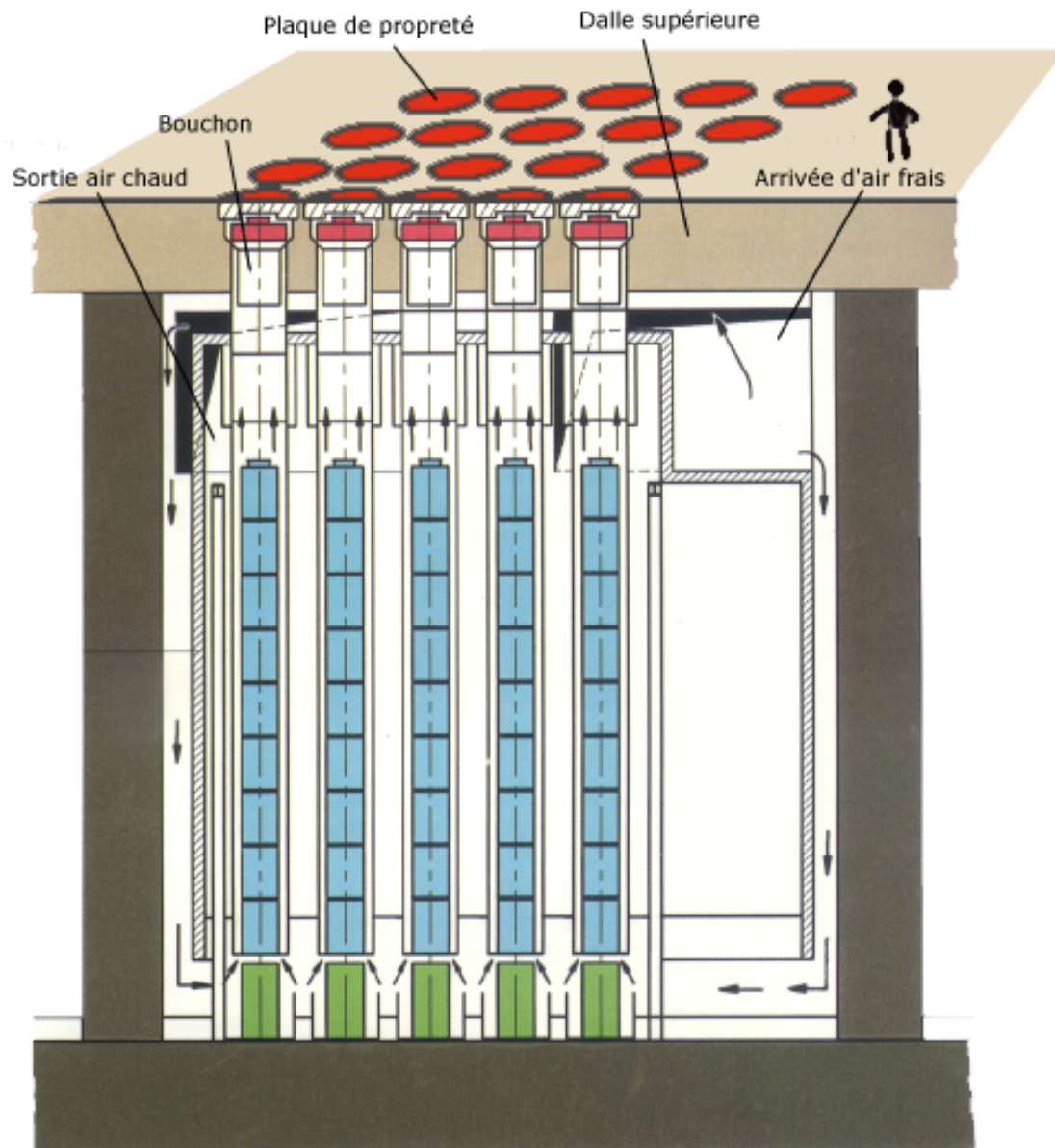


Figure 7. Schéma du dispositif d'entreposage actuel

L'ensemble du dispositif d'entreposage actuel permet de se protéger contre les risques potentiels des déchets.



**Figure 8. Hall d'entreposage de l'atelier de vitrification
Usine de retraitement COGEMA-La Hague (Photo COGEMA)**

Du point de vue de l'irradiation externe, les épaisseurs de béton permettent de limiter le rayonnement des déchets au sein du bâtiment d'entreposage et d'éviter au maximum le risque d'irradiation externe en dehors du bâtiment. De plus, un système de manipulation à distance permet de déplacer les colis sans induire d'exposition externe importante pour le personnel. Actuellement, les doses individuelles reçues par le personnel intervenant dans le bâtiment d'entreposage sont de l'ordre de 0,2 millisievert par an.

Du point de vue de la radiotoxicité, comme nous l'avons souligné précédemment, la vitrification apporte une protection contre toute dispersion des déchets dans l'environnement et permet d'éviter les risques d'ingestion de matières radioactives.

Enfin, les systèmes de ventilation permettent d'éviter toute détérioration des barrières ouvragées. L'entreposage des colis de déchets vitrifiés est prévu pendant une période de

30 à 50 ans environ assurant ainsi un refroidissement des colis avant de les transférer vers une autre destination.

Pour le transport des colis de déchets vitrifiés, des emballages de transport ont été développés permettant de transporter jusqu'à 28 conteneurs de déchets vitrifiés par emballage. Ces emballages sont conçus de façon à limiter l'irradiation externe : les protections incorporées dans ces emballages permettent d'obtenir un débit de dose inférieur à 2 mSv/h au contact des emballages de transport et inférieur à 0,1 mSv/h à une distance d'un mètre. De plus, en ce qui concerne la température, ces emballages de transport permettent de garantir une température inférieure à 85 °C au contact des surfaces du poids lourd ou du wagon accessibles par une personne du public. Ces conteneurs, comme le TN28 ou TS28 V (CASTOR), ont une masse à vide de 98 tonnes et une masse lorsqu'ils sont chargés de 112 tonnes (Figure 9). Leur volume est d'environ 17 m³, soit 0,6 m³ par colis, pour un diamètre d'environ 1,4 mètre et une longueur d'environ 5 mètres.

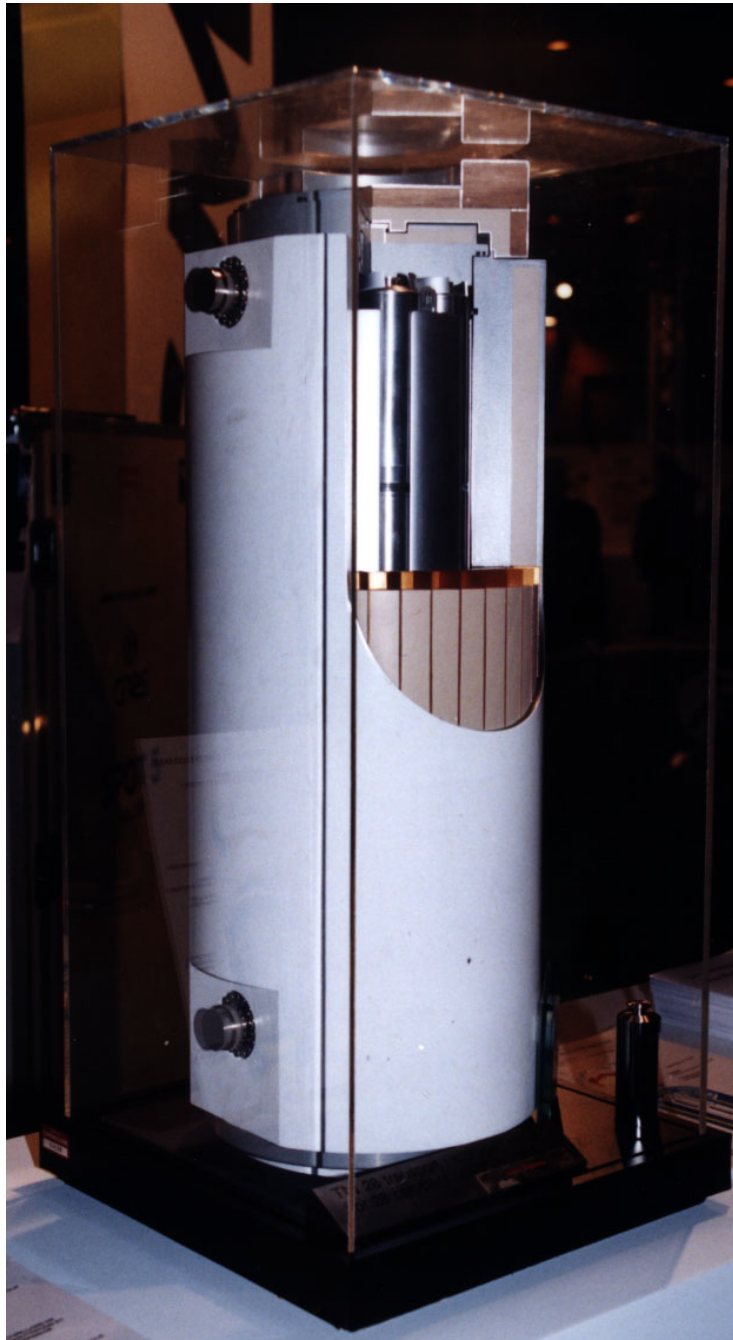


Figure 9. Maquette du TN28 (Photo COGEMA)

Actuellement, des transports de déchets vitrifiés ont déjà été réalisés vers l'étranger par route, rail ou mer (Figure 10). Ces transports ont eu lieu notamment vers le Japon, l'Allemagne et la Belgique. Ce type de transport ne se distingue pas des autres transports de matières radioactives, plus particulièrement des combustibles usés,

effectués régulièrement pour l'industrie électronucléaire. Ainsi, chaque année, on compte environ 400 à 450 transports d'assemblages de combustible usé par route ou rail, essentiellement depuis les sites des centrales nucléaires vers l'usine de retraitement de La Hague, sans qu'aucun accident entraînant des rejets de matières radioactives dans l'environnement n'ait été recensé (Figure 11).



**Figure 10. Manutention d'emballage TN28vt destiné au Japon
Terminal ferroviaire de Valognes, Cherbourg (Photo COGEMA)**



Figure 11. Transport routier d'un assemblage de combustible usé devant la centrale de Chinon (Photo COGEMA)

6. L'EVOLUTION DU DISPOSITIF DE PROTECTION POUR LE LONG TERME

Pourquoi faire évoluer le dispositif actuel de protection ?

L'efficacité globale du dispositif actuel repose sur la surveillance de l'installation d'entreposage et sur la mise en œuvre de programmes de maintenance visant à garantir l'intégrité des colis et de l'installation. Pour le long terme, c'est-à-dire au-delà d'une centaine d'années, l'évolution recherchée pour le dispositif de protection s'inscrit, de façon simplifiée, dans une double logique :

- élaborer des solutions de protection permettant de réduire la maintenance nécessaire pour assurer aussi longtemps que possible le maintien de l'intégrité des colis et de leur structure d'accueil,
- réduire le risque radiologique associé à une perte de contrôle éventuelle par la société du dispositif de protection.

Les axes de recherche

Dans la perspective de faire évoluer le dispositif actuel de protection, la loi du 30 décembre 1991 a instauré 3 axes de recherche complémentaires concernant la gestion des déchets à haute activité et à vie longue.

Le premier axe porte sur la recherche de solutions permettant la séparation et la transmutation des éléments radioactifs à vie longue présents dans les déchets. Il s'agit de "trier" les produits radioactifs contenus dans les déchets pour ensuite, lorsque c'est possible, réduire leur période par un processus physique, appelé transmutation.

Le deuxième axe porte sur l'étude des possibilités de stockage réversible ou irréversible dans les formations géologiques profondes. Ces stockages ont pour but d'isoler les déchets et d'utiliser les formations géologiques (c'est-à-dire la roche d'accueil) comme barrière de protection supplémentaire. C'est dans le cadre de cet axe que s'inscrit la Mission Collégiale de Concertation Granite concernant la recherche d'un nouveau site d'implantation d'un laboratoire souterrain dans le granite.

Le troisième axe porte sur l'étude de procédés de conditionnement et d'entreposage de longue durée en surface. Il s'agit essentiellement de développer un dispositif d'entreposage mieux adapté à une perspective de long terme que le dispositif actuel.

7. L'EVALUATION DU RISQUE ASSOCIE AU STOCKAGE GEOLOGIQUE REVERSIBLE OU IRREVERSIBLE

Dans la loi de 1991, le deuxième axe de recherche porte sur l'étude des possibilités de stockage réversible ou irréversible dans les formations géologiques profondes. Du point de vue de l'évolution des risques sur le très long terme, le stockage profond est conçu de façon à isoler les déchets en utilisant les formations géologiques comme barrière de protection supplémentaire. De ce point de vue, les apports du stockage géologique peuvent être résumés comme suit :

- L'existence d'une barrière géologique stable sur le long terme apporte une possibilité d'isolement des déchets très efficace, résistante dans le temps.
- De plus, au cas où, dans le futur, il y aurait une perte de contrôle ou un abandon volontaire des déchets, la barrière géologique permettrait également de réduire l'accès de la radioactivité à l'homme de façon très significative en retenant la radioactivité et en augmentant son temps de transport dans le sous-sol.
- De même, en cas de perte de contrôle, la barrière géologique permettrait de réduire le risque d'accès aux déchets.

La démarche générale de l'analyse de sûreté

De façon simplifiée, afin d'évaluer l'efficacité de cette protection au cours du temps, les autorités de sûreté demandent à l'exploitant d'un site de stockage de réaliser une évaluation des risques radiologiques potentiels sur le très long terme dès la phase de conception du stockage, tout en fixant des contraintes à respecter. C'est dans ce contexte que s'inscrivent les travaux de recherche et d'études engagés par les exploitants. Ces travaux visent à réunir les éléments permettant d'évaluer l'efficacité des dispositifs envisagés par rapport à ces contraintes.

Du point de vue de la démarche généralement adoptée dans les évaluations de l'efficacité des stockages, deux types de scénarios d'évolution du stockage sont considérés pour la prise en compte du très long terme :

- d'une part, le scénario dit "d'évolution normale", pour lequel l'ensemble des éléments du système de stockage évolue conformément aux événements prévisibles,
- et, d'autre part, des scénarios dit "d'évolution altérée" qui considèrent l'influence d'événements improbables ou hypothétiques.

Dans le scénario "d'évolution normale", l'analyse porte sur la dégradation progressive des colis de déchets au cours des millénaires et sur le relâchement progressif de la radioactivité dans les formations géologiques. On notera que généralement ce type de scénarios prend en compte une période de réversibilité du stockage limitée et s'intéresse à l'évolution du stockage au-delà de cette période. Sur le long terme, la dégradation des colis dépend essentiellement de l'infiltration d'eau dans les galeries de stockage des déchets. Les études menées dans ce domaine portent sur la circulation d'eau dans les formations géologiques sur le long terme afin de pouvoir évaluer comment la radioactivité peut progressivement revenir à la surface. Il est alors possible d'estimer les doses susceptibles d'être reçues par les populations vivant à proximité du stockage en faisant l'hypothèse simplificatrice qu'elles se comporteront comme les générations actuelles.

Dans le cas des scénarios "d'évolution altérée", les analyses portent essentiellement sur les conséquences associées à un forage profond au-dessus ou proche du stockage notamment pour des prélèvements d'eau à grande profondeur par des populations qui vivraient dans un futur lointain à proximité du stockage, voire même les perturbations qui seraient engendrées par les glaciations susceptibles d'intervenir dans plusieurs dizaines de milliers d'années.

La nécessité d'estimer les conséquences et les probabilités de l'ensemble des événements possibles sur le long terme demande que soient anticipés l'évolution des

comportements humains et les changements susceptibles d'intervenir dans la biosphère. Compte tenu des échelles de temps en jeu dans ce type d'évaluations, plusieurs milliers d'années, voire dizaines de milliers d'années, de nombreuses incertitudes apparaissent. Afin d'appréhender au mieux les différentes incertitudes au cours du temps (évolution des comportements, du climat, de l'environnement, incertitude sur l'extrapolation des modèles, vieillissement des colis, ...), il est généralement requis de décomposer les études en différentes périodes temporelles et les évaluations quantifiées sont souvent limitées à une période maximale de 10 000 ans, au-delà de cette période, seules des indications qualitatives concernant l'évolution du risque étant généralement requises.

La règle fondamentale de sûreté en France

En France, la démonstration de la sûreté d'un stockage doit se faire actuellement en référence à la Règle Fondamentale de Sûreté III.2.f (RFS), publiée par la DSIN en juin 1991. Cette Règle définit « *les objectifs à retenir dans les phases d'études et de travaux pour le stockage définitif des déchets radioactifs en formation géologique profonde afin d'assurer la sûreté après la période d'exploitation du stockage* ». Selon la RFS, l'objectif fondamental d'un site de stockage de déchets en formation géologique profonde est « *d'assurer la protection des personnes et de l'environnement à court et à long termes* ».

En ce qui concerne les bases de conception du stockage liées à la sûreté, le concept multi-barrières a été retenu (colis de déchets, barrières ouvragées, barrière géologique). Chacune des barrières doit être choisie ou conçue aussi efficace que raisonnablement possible, compte tenu d'une part, de son rôle dans la sûreté globale du stockage et, d'autre part, de l'état des connaissances, des techniques disponibles et des facteurs économiques. Bien que la sûreté du stockage ne repose pas sur une seule et unique barrière, c'est cependant la barrière géologique et les matériaux de scellement des puits qui, selon la RFS III.2f, doivent pouvoir, à eux seuls, empêcher le retour des radioéléments vers l'homme et la biosphère après « *décroissance d'une partie importante de la radioactivité contenue dans les déchets* ».

La protection doit être assurée contre les risques liés à la dissémination des substances radioactives dans toutes les situations prises en compte (situation normale ou hypothétique correspondant à l'occurrence d'événements aléatoires tels que les changements climatiques majeurs, l'activité sismique, la chute de météorites, l'intrusion humaine directe ou indirecte, les défauts de colis, les défauts de barrières ouvragées...). Le concept retenu doit permettre de « *limiter l'impact radiologique à des niveaux aussi faibles qu'on puisse raisonnablement atteindre compte tenu des facteurs techniques, économiques et sociaux* » (principe d'optimisation de la radioprotection) dans toutes ces situations. L'adéquation du site aux critères de sûreté doit être démontrée par des évaluations de l'impact radiologique.

Les principaux critères à prendre en compte dans ces évaluations sont les suivants :

- Détermination des expositions individuelles exprimées en équivalent de dose.
- Distinction entre les expositions en situation normale de référence et les expositions potentielles susceptibles de résulter d'événements hypothétiques venant perturber l'évolution du stockage.
- Pour la situation normale de référence, la limite d'équivalent de dose individuel pour des expositions prolongées liées à des événements certains ou très probables est fixée à 0,25 mSv/an. Cette valeur est retenue pour juger du caractère acceptable des conséquences radiologiques pendant une période d'au moins 10 000 ans, durée pendant laquelle l'hypothèse de stabilité de la barrière géologique doit être démontrée. Au-delà de 10 000 ans, les incertitudes sur l'évolution du stockage augmentant avec le temps, des estimations quantifiées majorantes des équivalents de dose individuels doivent être réalisées. La valeur de 0,25 mSv/an doit alors être considérée comme une valeur de référence, et non plus comme une limite.
- Pour traiter les expositions potentielles dues à des événements aléatoires venant perturber l'évolution du stockage, il peut être envisagé d'utiliser la notion de risque : la probabilité d'occurrence multipliée par l'effet de l'exposition associée. Mais la

RFS souligne également qu'un critère basé uniquement sur le risque individuel est discutable car il conduit à donner le même poids à la réduction de la probabilité qu'à la réduction de la dose. Dans ces conditions, le caractère acceptable des expositions individuelles associées à l'occurrence d'événements aléatoires doit être apprécié en tenant compte du choix des caractéristiques des situations prises en compte, de la durée et de la nature des transferts de substances radioactives dans la biosphère, des caractéristiques des voies d'atteinte de l'homme et de l'importance des groupes exposés.

Lors de la démonstration de la sûreté du stockage, l'évaluation des expositions individuelles pour les différentes situations retenues doit se référer aux périodes et hypothèses correspondantes suivantes :

- Période initiale de 500 ans : correspond à une période de conservation de la mémoire du stockage ; période pendant laquelle une surveillance institutionnelle est envisagée, permettant de rendre extrêmement peu probable l'intrusion humaine involontaire dans la zone de stockage.
- Période intermédiaire de 50 000 ans : aucune glaciation majeure n'est envisagée sur cette période d'après les études actuelles.
- Période postérieure à 50 000 ans : pour cette dernière période, l'occurrence de glaciations majeures est prise en compte dans les évaluations.

Pour réaliser ces différentes évaluations, la RFS retient comme hypothèse que les caractéristiques de l'homme sont inchangées en ce qui concerne sa sensibilité aux rayonnements, ses habitudes alimentaires, ses conditions de vie, les connaissances générales (absence de prise en compte de progrès scientifiques, notamment dans les domaines techniques et médical). De plus, les calculs de dose sont réalisés pour des groupes d'individus hypothétiques susceptibles de recevoir les doses les plus élevées. Notamment, des individus vivant au moins partiellement en autarcie sont retenus pour ces calculs. L'évaluation des expositions individuelles doit être accompagnée de

l'analyse des incertitudes et de tout élément visant à démontrer le caractère majorant du calcul du risque.

Les critères retenus pour la démonstration de sûreté dans différents pays

De façon analogue aux critères énoncés dans la RFS en France, de nombreux pays ont introduit dans leurs textes réglementaires ou dans leurs recommandations des indicateurs de sûreté radiologique ou des limites relatives à la démonstration de sûreté requise pour le stockage profond. Ces indicateurs sont exprimés soit en termes de dose individuelle annuelle pour les individus appartenant à un groupe critique (ou reçue par une personne hypothétique de référence), soit en termes de risque individuel (c'est-à-dire la probabilité annuelle que surviennent des cancers mortels en tenant compte notamment de la probabilité d'occurrence d'un événement aléatoire induisant une exposition).

Le Tableau 5 présente de façon synthétique les principales recommandations relatives à l'évaluation des stockages de déchets à haute activité émises par les autorités de sûreté de différents pays. La deuxième colonne précise les objectifs ou critères proposés en termes de doses individuelles ou de risques individuels de cancers mortels. De façon générale, on observe une grande homogénéité parmi les critères retenus par les différents pays, qui adoptent les valeurs recommandées par les organismes internationaux, dont celles proposées par la CIPR. En termes de doses individuelles annuelles, ces critères sont généralement de l'ordre du dixième à quelques dixièmes de millisievert, soit une fraction de l'irradiation naturelle annuelle moyenne, et les critères en termes de risque individuel sont de 10^{-6} à 10^{-5} par an. Seule l'EPA prend en compte de façon explicite la dimension collective en précisant que le nombre de cancers mortels ne doit pas dépasser 1000 cas sur une période de 10 000 ans. La troisième colonne indique les prescriptions complémentaires retenues par les différents pays pour l'évaluation des doses et des risques. Ainsi, selon les pays, des bornes temporelles retenues varient de 10 000 ans à l'infini. Par ailleurs, pour les scénarios dégradés, une restriction en termes de probabilité d'occurrence et de dose individuelle maximale est très souvent proposée.

Tableau 5. Recommandations internationales pour l'établissement des critères de doses et de risques dans le cadre du stockage des déchets de haute activité

Pays	Objectifs / Critères	Autres Prescriptions
ALLEMAGNE SSK, StrlSchV (1985, révisée en 1989)	Dose individuelle $< 0,3 \text{ mSv.an}^{-1}$ pour tous les scénarios raisonnables.	Calculs sur 10^4 ans. Vérification qualitative au-delà.
CANADA AECB, R-104 (1987)	Risque individuel $< 10^{-6} \text{.an}^{-1}$ (cancers mortels et effets héréditaires graves). $\sim 20 \mu\text{Sv/an}$	Calculs sur 10^4 ans. Vérification qualitative au-delà.
ESPAGNE CSN (1987) (révision en cours)	<u>Scénarios normaux :</u> Dose individuelle $< 0,1 \text{ mSv.an}^{-1}$. <u>Scénarios dégradés :</u> Risque individuel $< 10^{-6} \text{.an}^{-1}$ effet fatal.	
ETATS-UNIS EPA, 40 CFR 191 (1985)	Conséquences limitées pour 1000 t de combustibles usés : - Pendant 1 000 ans : Dose individuelle $< 0,25 \text{ mSv.an}^{-1}$ - Sur 10000 ans : Nombre de cancers fatals $< 1\ 000$.	Définition à part pour les limites d'activité dans les eaux potables.
ETATS-UNIS EPA, 40 CFR 191 (révision 1993)	Conséquences des rejets limitées : - Pendant 10 000 ans : Dose individuelle $< 0,15 \text{ mSv.an}^{-1}$ (toutes voies de transfert confondues). - Pendant 10 000 ans : Nombre de cancers mortels $< 1\ 000$.	Définition à part pour les limites d'activité dans les eaux potables.
ETATS-UNIS Yucca Mountain Standard NRC/NAS report (1996)	<u>Scénarios normaux :</u> Approche fondée sur la limitation du risque individuel, compris entre 10^{-6}.an^{-1} et 10^{-5}.an^{-1} (cancers mortels) <u>Scénarios dégradés :</u> idem conditions normales, sur les scénarios imaginés.	Pas de borne temporelle. Calcul de distribution de doses dans les groupes critiques appropriés. Réduire la probabilité des scénarios dégradés par choix du site, conception et contrôle.
FRANCE RFS III 2.f (1991)	<u>Scénarios normaux :</u> Dose individuelle $< 0,25 \text{ mSv.an}^{-1}$ (critère limitatif avant 10 000 ans et valeur indicative au-delà) <u>Scénarios dégradés :</u> non explicité, mais possibilité de recours à la notion de risque.	Démonstration de la stabilité géologique. Analyse au cas par cas des événements accidentels (pas d'effets déterministes).

Tableau 5. (suite) Recommandations internationales pour l'établissement des critères de doses et de risques dans le cadre du stockage des déchets de haute activité

Pays	Objectifs / Critères	Autres Prescriptions
PAYS NORDIQUES Document Consultatif « Nordic flagbook » (1989)	<u>Scénarios normaux :</u> Dose individuelle < 0,1 mSv.an ⁻¹ <u>Scénarios dégradés :</u> Risque individuel < 10 ⁻⁶ .an ⁻¹ (cancers mortels)	Calculs non bornés : estimation à 10 000 ans et plus...
PAYS NORDIQUES « Nordic flagbook » Révision (1993)	<u>Scénarios normaux :</u> Dose individuelle < 0,10 mSv.an ⁻¹ <u>Scénarios dégradés :</u> Probabilités et conséquences analysées séparément de façon qualitative. Calcul du risque (si possible) : devant être < risque de décès correspondant à une dose annuelle de 0,1 mSv.	Calculs sur 10 ⁴ ans. Vérification qualitative au-delà. Pas de scénario accidentel de probabilité > 10 ⁻⁶ .an ⁻¹ pouvant conduire à une dose individuelle > 0,5 Sv.
ROYAUME UNI NRPB, Vol.3 No.3 (1992)	Risque individuel < 10 ⁻⁵ .an ⁻¹ (effets fatals et héréditaire grave) + une contrainte en cas de sources multiples. Si le risque est < 10 ⁻⁶ , alors pas de contrainte pour sources multiples.	Calculs sur 10 ⁶ ans. Biosphère de référence et groupe critique définis en fonction de la période considérée. Pas de scénario accidentel de probabilité > 10 ⁻⁶ .an ⁻¹ pouvant conduire à une dose individuelle > 0,5 Sv.
SUÈDE-SUISSE SKI-SSI-HSK, Technical Report 90:15 (1990) Doc. consultatif	<u>Scénarios normaux :</u> Risque individuel < 10 ⁻⁵ .an ⁻¹ (cancers mortels) pour des sources multiples. Risque individuel < 10 ⁻⁶ .an ⁻¹ (cancers mortels) pour une source unique.	Pas d'événement accidentel de fréquence > 10 ⁻⁷ .an ⁻¹ pouvant conduire à une dose individuelle > 0,5 Sv.
SUISSE HSK, Doc. R-21 (1980)	Dose individuelle < 0,1 mSv.an ⁻¹ pour tous les scénarios raisonnablement probables.	Pas de borne temporelle.
SUISSE HSK, Doc. R-21/e (révision 1993)	<u>Scénarios normaux :</u> Dose individuelle < 0,1 mSv.an ⁻¹ <u>Scénarios dégradés :</u> Risque individuel < 10 ⁻⁶ .an ⁻¹ (décès)	Pas de borne temporelle. Le stockage peut être scellé en quelques années, sans contrôle ultérieur.

BIBLIOGRAPHIE

AGENCE POUR L'ENERGIE NUCLEAIRE (AEN)-ORGANISATION DE COOPERATION ET DE DEVELOPPEMENT ECONOMIQUE (OCDE), **Les actions humaines futures sur les sites d'évacuation**, Rapport du groupe de travail de l'AEN, OCDE, 1995.

AGENCE INTERNATIONALE DE L'ENERGIE ATOMIQUE (AIEA), **L'exposition potentielle en sûreté nucléaire, INSAG-9**, Rapport du Groupe consultatif international pour la sûreté nucléaire, Vienne, 1996.

ATOMIC ENERGY CONTROL BOARD (AECB), **Regulatory policy statement. Regulatory objectives, requirements and guidelines for the disposal of radioactive wastes - Long-term aspects**, AECB Document R-104, June 1987.

ATOMIC ENERGY OF CANADA LIMITED (AECL), **Environmental impact statement on the concept for disposal of Canada's nuclear fuel waste**, Rapport AECL-10711, COG-93-1, September 1993.

COMMISSION DES COMMUNAUTES EUROPEENNES : **PAGIS : Etude des performances de systèmes d'isolement géologique pour déchets radioactifs**, EUR 11777 FR, 1988.

DIRECTION DE LA SURETE DES INSTALLATIONS NUCLEAIRES : **La gestion des déchets radioactifs : l'état des recherches début 2000**, Revue Contrôle, n°134, Avril 2000.

INSTITUT DE PROTECTION ET DE SÛRETÉ NUCLEAIRE (IPSN), **Programme Européen EVEREST: Etude comparative des résultats obtenus par l'IPSN concernant les formations sédimentaires et granitiques**, Rapport IPSN/DES, n° 278, France, 1996.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA), **Safety indicators in different time frames for the safety assessment of underground radioactive waste repositories**, First report of the INWAC Subgroup on Principles and Criteria for Radioactive Waste Disposal, IAEA-TECDOC-767, Vienna, October 1994.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA), **Regulatory decision making in the presence of uncertainty in the context of the disposal of long lived radioactive waste**, Third report of the Working Group on Principles and Criteria for Radioactive Waste Disposal, IAEA-TECDOC-975, Vienna, October 1997.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP), **Radiation protection principles for the disposal of solid radioactive waste**, ICRP Publication 46, Pergamon Press, Oxford, 1985.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP), **Radiological protection policy for the disposal of radioactive waste**, ICRP Publication 77, Pergamon Press, Oxford, 1997.

MINISTERE DE LA RECHERCHE : **Stratégie et programmes de recherches au titre de la loi du 30 décembre 1991 relative à la gestion des déchets radioactifs à vie longue et à haute activité : 2000-2006**, Février 2000.

NATIONAL RADIOLOGICAL PROTECTION BOARD (NRPB), **Board statement on radiological protection objectives for the land-based disposal of solid radioactive wastes**, Documents of the NRPB, Vol. 3, n° 3, NRPB, Chilton, 1992.

OFFICE PARLEMENTAIRE D'EVALUATION DES CHOIX SCIENTIFIQUES ET TECHNOLOGIQUES : **L'aval du cycle nucléaire - Tome II : Les coûts de production de l'électricité**, Rapport de MM. Christian Bataille et Robert Galley, Assemblée Nationale n°1359, Sénat n°195, 1999.

OFFICE PARLEMENTAIRE D'EVALUATION DES CHOIX SCIENTIFIQUES ET TECHNOLOGIQUES : **Les conséquences des installations de stockage des déchets nucléaires sur la santé publique et l'environnement**, Rapport de Mme Michèle Rivasi, Assemblée Nationale n°2257, Sénat n°272, 2000.

Règle fondamentale de sûreté des stockages définitifs de déchets radioactifs en formation géologique profonde, Règle III.2.f, Tome III : Production contrôle et traitement des effluents et déchets, Juin 1991.

THE RADIATION PROTECTION AND NUCLEAR SAFETY AUTHORITIES IN DENMARK, FINLAND, ICELAND, NORWAY AND SWEDEN, **Disposal of high level radioactive waste: Consideration of some basic criteria**, 1993.