

# Déchets radioactifs : quels effets ou risques pour la santé ?

**Tout le problème des déchets nucléaires, aux yeux de l'opinion, réside dans la crainte d'effets délétères sur la santé de l'homme et sur son environnement.** Deux grandes questions résument ses interrogations : tous les risques sont-ils bien identifiés, y compris pour les effets survenant potentiellement dans plusieurs milliers d'années ? Les règles de radioprotection actuellement préconisées permettent-elles de garantir une réelle protection sur des durées multimillénaire ? Les réponses sont positives, même si certains mécanismes biologiques restent à préciser.

La production d'énergie nucléaire est inéluctablement associée à la manipulation et au stockage d'éléments **radioactifs** susceptibles d'avoir des effets délétères sur l'homme et son environnement. Au plan des effets ou risques sanitaires, les interrogations, liées à la longue **période** de certains **radionucléides**, portent sur leur innocuité vis-à-vis de l'environnement et des générations futures.

La réponse tient en un principe : les dispositions mises en place pour le **conditionnement** et la gestion des **déchets** ont pour objectif de limiter et de retarder, *pendant le temps nécessaire à la disparition de leur radioactivité*, la dispersion de radionucléides dans la **biosphère**. Le retour d'expériences sur la gestion de ce type de déchets, les calculs de **doses** et de concentrations correspondant aux différents modes de gestion envisagés indiquent en effet que l'incorporation de radionucléides par l'homme ou son irradiation n'aurait lieu qu'à faibles concentrations et faibles doses, ne se distinguant pas de celles imputables à la radioactivité naturelle.

## Radionucléides et effets biologiques

Les recherches sur les effets biologiques des rayonnements ionisants ne sont d'ailleurs pas directement liées à la problématique des déchets radioactifs. À la base, on sait que les radionucléides, dont la **désintégration** conduit à la formation d'un ou plusieurs descendants (**chaînes** de filiation) ont, par interaction avec le milieu biologique, trois types de conséquences : l'irradiation, qui varie selon le type et l'énergie du rayonnement émis, la **transmutation** simultanée vers un ou plusieurs éléments de natures chimiquement et radioactives différentes, enfin les effets liés aux propriétés chimiques du radionucléide et de ses descendants. Pour tous les radionucléides, ces effets sont appréhendés de manière globale au travers de l'étude du métabolisme et de la **dosimétrie**, occultant en apparence des aspects plus spécifiques liés à la transmutation ou à la toxicité chimique, non abordée ici de manière spécifique. Cette dernière, pour les radionucléides et leurs descendants, s'apparente à celle des éléments chimiques, notamment des métaux : les niveaux de toxicité et les valeurs limites d'exposition, pour les travailleurs et les membres du public, sont publiés régulièrement par différents organismes<sup>(1)</sup>. Une



Coupe d'un puits d'entreposage expérimental de combustible usé dans la galerie Galatée, construite au centre CEA de Marcoule, pour étudier le comportement des éléments d'une installation d'entreposage de longue durée de déchets en subsurface. Dans cette formule d'entreposage comme dans les autres étudiées, l'objectif ultime reste de retarder, pendant le temps nécessaire à la disparition effective de leur radioactivité, toute dispersion de radionucléides dans la biosphère.

mention particulière doit être faite des éléments indispensables à l'équilibre physiologique et dont le déficit se traduit par un état de carence (sélénium, iode). En effet, la carence préalable modifie la répartition et/ou la concentration tissulaire en cas d'afflux d'**isotopes** radioactifs, augmentant ainsi les doses reçues par les organes de rétention, comme cela a été observé dans des populations carencées en iode stable. Au plan radiotoxicologique, des organismes internationaux comme l'**UNSCEAR** et la **CIPR** actualisent régulièrement les données sur les effets sur la santé des différentes sources de radioactivité, se focalisant sur l'effet de l'irradiation et les propriétés physico-chimiques du radionucléide, qui déterminent les organes et cellules concernés par la contamination.

Intrinsèquement, tout élément radioactif est caractérisé par sa période, son **activité** spécifique (en **Bq/g**) et les caractéristiques d'émission (type et énergie). Son comportement dans l'environnement dépend de propriétés physico-chimiques qui déterminent l'aptitude à diffuser : classe chimique, répartition isotopique et présence d'analogues, potentiel d'**oxydo-réduction** du milieu... La diffusion dépend aussi des caractéristiques des vecteurs de transport. L'incorporation chez l'homme résulte de l'ensemble de ces propriétés qui rendent chaque radionucléide plus ou moins accessible, directement (air, eau) ou au travers de la chaîne alimentaire. En général, les éléments les plus mobiles dans la biosphère sont également ceux dont le taux d'absorption digestif

(1) L'OMS (Organisation mondiale de la santé) et deux agences fédérales américaines, l'EPA (*Environmental Protection Agency*) et le NIOSH (*National Institute for Occupational Safety and Health*).



(facteur de transfert digestif  $f_1$ ) est le plus élevé (chlore, iode, technétium...) alors que les éléments considérés comme peu mobiles dans la biosphère ont un facteur de transfert digestif faible (**plutonium**, niobium). Les conséquences biologiques et la spécificité pathologique d'une contamination interne sont liées aux organes cibles de l'isotope. Schématiquement, ceux-ci sont les portes d'entrée, poumon et tube digestif et les différents organes dans lesquels l'isotope est retenu en fonction de ses propriétés chimiques : répartition relativement homogène dans l'ensemble de l'organisme (chlore, **tritium**) ou concentration dans un ou quelques organes (thyroïde pour l'iode, foie et squelette pour le plutonium...). Dans l'organisme, les radionucléides ont un comportement biologique similaire à celui des isotopes stables correspondants (iode, carbone...) ou d'éléments considérés comme des analogues chimiques (strontium et calcium, par exemple). L'irradiation interne dure jusqu'à l'élimination des radionucléides, par l'action conjuguée de la décroissance radioactive et du *turn-over* biologique. En ce qui concerne les conséquences liées à la gestion de déchets radioactifs conditionnés, la dispersion potentielle des radionucléides conduirait à une exposition humaine principalement par l'ingestion, l'inhalation comme l'irradiation externe apparaissant de moindre niveau (tableau).

## Les effets radio-induits sur la santé

La spécificité des effets sur la santé des radionucléides s'exprime en fonction, d'une part, des organes et tissus dans lesquels ils sont retenus, d'autre part, des caractéristiques des rayonnements émis. Pour des **alpha**, l'irradiation se produit *in situ* dans les cellules ayant incorporé l'isotope. Pour des **bêta** et *a fortiori* des **gamma**, la trajectoire est d'autant plus grande que l'énergie du rayonnement est élevée avec des irradiations à distance du radionucléide. Un deuxième facteur est le **débit de dose**, qui, à activité incorporée équivalente, sera d'autant plus faible que la période physique est longue. Une fois ces caractéristiques prises en compte, les effets sont de même nature que ceux induits par une irradiation externe. Ce sont les effets spécifiques des fortes doses, d'apparition précoce ou tardive au-delà de doses seuil, évités par l'application des normes de radioprotection, et les effets aléatoires non spécifiques, cancers et effets héréditaires, dont le risque augmente avec la dose. Dans le domaine des déchets, l'application des limites préconisées (moins

de 1 **millisievert** par an) focalise l'étude du risque sur la survenue des effets aléatoires aux faibles doses. Deux aspects sont à considérer : celui des risques aux faibles doses en général et celui de la pertinence du calcul de la dose qui permet l'estimation du risque.

## La question des faibles doses

Cancers comme effets héréditaires ne sont pas induits spécifiquement après irradiation. La fréquence spontanée de ces pathologies est suffisamment élevée pour qu'en dessous d'une dose de 100 à 500 **mSv**, l'augmentation due aux rayonnements soit pratiquement impossible à mettre en évidence. Aux faibles doses, le risque est calculé par extrapolation **linéaire sans seuil** à partir de données obtenues à doses plus élevées. Chez l'homme, il n'est pas observé d'excès d'effets héréditaires, même dans des populations exposées ayant un excès de cancers. Le risque d'effets héréditaires, estimé à moins du cinquième du risque cancérogène, est déduit à partir de données indirectes. L'extrapolation est entièrement fondée sur des études épidémiologiques ou expérimentales de cancérogenèse dont la plupart des résultats, aux faibles doses, sont compatibles avec plusieurs types d'extrapolation (linéaire sans seuil, linéaire-quadratique, ou quadratique...). Le risque calculé à partir de l'extrapolation linéaire sans seuil est considéré comme une position prudente qui ne sous-estime pas l'effet. C'est ce que tendraient à montrer les résultats récents de biologie cellulaire et moléculaire aux doses les plus faibles (moins de la dizaine de **mGy**) suggérant l'élimination plutôt que le maintien de cellules mutées. De même, les études épidémiologiques, nombreuses ces dernières années, sur les populations résidant dans des zones de radioactivité naturelle élevée, ainsi que l'étude du risque de cancer osseux chez les ouvrières exposées chroniquement au radium 226 suggèrent un risque moindre lors d'expositions chroniques à débit de dose faible. Cependant, à la différence des irradiations externes pour lesquelles de nombreuses données permettent d'identifier le niveau de risque en fonction des caractéristiques de l'irradiation et du tissu irradié, la quantification des risques après contamination interne est estimée avec moins de certitude. Les résultats d'études épidémiologiques des travailleurs et populations de sites militaro-industriels de l'ex-URSS ainsi que sur les mécanismes moléculaires en réponse à l'incorporation de radionucléides sont à cet égard très attendus.

Tableau.  
Caractéristiques  
biocinétiques  
principales de quelques  
radionucléides  
à vie longue.

radionucléide	émission principale	période physique (années)	période biologique (temps au bout duquel la moitié de l'élément a été éliminée par voie biologique)	facteur de transfert digestif $f_1$	distribution corporelle organe(s) cible(s)
<sup>36</sup> Cl	bêta	3·10 <sup>5</sup>	10 jours	1	homogène
<sup>79</sup> Se	bêta	1,1·10 <sup>6</sup>	élimination tri-exponentielle avec des périodes de 3 (10%), 30 (40%) et 200 (50%) jours	0,8	sensiblement homogène foie, reins
<sup>94</sup> Nb	bêta, gamma	2·10 <sup>4</sup>	élimination bi-exponentielle avec des périodes de 6 (50%) et 200 (50%) jours	< 0,01	poumons, squelette, foie
<sup>99</sup> Tc	bêta	2,1·10 <sup>5</sup>	0,5 jour dans la thyroïde 75 % du technétium étant retenu dans la thyroïde s'élimine avec une période biologique de 1,6 jour	0,5	sensiblement homogène thyroïde, glandes salivaires, tractus gastro-intestinal (TGI)
<sup>129</sup> I	bêta	1,57·10 <sup>7</sup>	80 jours dans la thyroïde	1	thyroïde
<sup>135</sup> Cs	bêta, gamma	2,3·10 <sup>6</sup>	élimination bi-exponentielle avec des périodes de 2 et 110 jours	1	sensiblement homogène
<sup>238</sup> U	alpha, gamma	4,47·10 <sup>9</sup>	100 jours	0,02	squelette, rein
<sup>239</sup> Pu	alpha	24 130	10 ans dans le foie, jusqu'à plusieurs dizaines d'années dans le squelette	5·10 <sup>-4</sup>	foie, squelette, gonades

## La relation entre dose et risque

Pour les besoins de la radioprotection, la CIPR définit pour chaque isotope, lors d'exposition interne, la **dose efficace** engagée qui correspond à l'expression globale de risque en fonction de la quantité incorporée et de la voie d'incorporation : les **facteurs de dose** expriment après inhalation ou ingestion la dose efficace en Sv (DPUI exprimée en Sv/Bq)<sup>(2)</sup>. L'utilisation appropriée de ces facteurs de dose suppose une bonne connaissance de la forme physico-chimique des isotopes au moment de leur incorporation car l'évaluation globale du risque ne renseigne pas directement sur le risque au niveau des organes ou tissus cibles de l'isotope. D'autres critères sont nécessaires pour estimer l'effet d'un isotope du plutonium de période biologique multidécennale qui se fixe dans le poumon, le foie ou le squelette, d'un isotope de l'iode de période biologique 80 jours qui se fixe dans la thyroïde ou d'un isotope du carbone de période biologique 40 jours dont la répartition est sensiblement homogène. Certaines hypothèses utilisées pour caractériser le comportement biologique d'un isotope ou élaborer des paramètres dosimétriques doivent être considérées avec prudence, qu'il s'agisse de l'analogie chimique, de la transposition des données obtenues chez les rongeurs ou de l'extrapolation à des concentrations infimes d'observations réalisées avec des quantités pondérales élevées. Des facteurs de nature très diverse ne sont pas directement intégrés au calcul de la dose comme la sensibilité liée à l'âge, la quantité pondérale maximale pouvant être absorbée pour chaque élément d'intérêt biologique, ce qui constitue un facteur limitant la dose efficace. Pour les radionucléides issus des déchets, l'estimation de la dilution par les éléments de l'environnement est un paramètre essentiel dans l'évaluation de la dose et d'éventuels effets toxiques. Pour de nombreux isotopes, des données sont disponibles pour compléter le calcul de la dose par des critères qualitatifs ou quantitatifs pertinents. Pour certaines classes de radionucléides (**lanthanides**) ou des formes physico-chimiques spécifiques, il conviendrait toutefois d'apprécier l'intérêt de recherches ciblées.

## Quels autres effets surveiller ?

Les dispositions prises dans la gestion des déchets radioactifs réduisent au maximum l'exposition des populations, les estimations de dose annuelles pour chaque radionucléide (très inférieures à 1 mSv) correspondent à des quantités pondérales conférant simultanément une protection contre leur toxicité chimique. Ce niveau de protection vis-à-vis du risque de cancer permet-il aussi de garantir une protection face à d'autres types d'effets potentiellement observables aux faibles doses ? Quelques éléments peuvent contribuer au débat. Depuis quelques années, la surveillance des survivants d'Hiroshima et de Nagasaki suggère que certains *effets non cancérogènes tardifs*, notamment vasculaires ou pulmonaires, pourraient survenir selon un mode aléatoire touchant une fraction des groupes exposés (10 %). Plus directement en rapport avec la contamination interne, des observations non confirmées ont rapporté la relation entre l'exposition chronique au césium 137 chez l'enfant et l'augmentation de symptômes témoignant

d'altérations cardio-vasculaires. Ces études soulèvent la question de l'existence d'un risque d'effet non cancérogène aux faibles doses. Cependant, la synthèse des études épidémiologiques entreprise par l'UNSCEAR ne semble pas confirmer ces observations, les effets apparaissant pour des doses cumulées de plusieurs centaines de millisieverts.

L'exposition chronique sur de multiples générations permet-elle l'accumulation de lésions qui se révéleraient dans quelques dizaines de générations par des *effets héréditaires différés* ? Des résultats moléculaires récents indiquent l'induction préférentielle par l'irradiation de mutations de type *récessif*, qui ne s'expriment que lorsque l'autre allèle du même gène est également muté. Il est ainsi concevable que de telles mutations soient transmises sur plusieurs générations sans s'exprimer et s'accumulent dans le patrimoine génétique contribuant ainsi à ce que la CIPR appelle le *fardeau génétique* d'une population. Les méthodes expérimentales ne permettaient pas, jusqu'à récemment, d'aborder directement cette question. Toutefois, les études de populations résidant depuis des dizaines de générations dans des zones de radioactivité naturelle élevée ne montrent pas d'augmentation visible de pathologies héréditaires imputables à l'irradiation et quelques résultats ponctuels suggèrent l'existence de marqueurs biologiques témoignant de l'accumulation de mutations supposées radio-induites mais sans effet pathologique associé. Ces populations exposées chroniquement constituent un modèle d'étude privilégié pour analyser l'accumulation, la sélection et la contre-sélection de mutations récessives qui contribuent par ailleurs, quelle qu'en soit l'origine, à l'évolution.

De manière plus générale, les études sur les effets différés des rayonnements ionisants, somatiques et héréditaires, indiquent que la protection vis-à-vis du risque de cancer permet, pour les doses et concentrations faibles, de protéger également vis-à-vis d'autres types d'effets différés. Aux niveaux d'exposition considérés, la compréhension des mécanismes biologiques ainsi que l'analyse de la spécificité de réponse aux doses ou concentrations faibles doivent être développées en s'appuyant sur la biologie moléculaire et cellulaire si l'on souhaite ne pas s'en tenir à des extrapolations arbitraires et pouvoir comparer les mécanismes et conséquences de l'exposition chronique à différents agents de l'environnement.

Plus prosaïquement, concernant le **traitement**, l'**entreposage** ou le **stockage** des déchets, les mesures de surveillance de la radioactivité de l'environnement, complétées par des études d'impact qui estiment, en fonction du mode de vie de la population, les doses maximales prévisibles, sont les indicateurs privilégiés de l'évolution de l'exposition et du risque. En l'absence de modification de la radioactivité (air, eaux, végétaux...), aucune autre mesure n'est à prévoir. En cas de modification, les actions correctrices seraient à adapter en fonction des temps de migration depuis le **colis de déchets** de manière à éviter finalement toute augmentation de l'exposition des populations.

> **Annabelle Comte et Anne Flürty-Herard\***  
Direction des sciences du vivant  
CEA centre de Fontenay-aux-Roses  
\*cabinet du Haut-commissaire  
à l'énergie atomique



Études de gamétogenèse au centre CEA de Fontenay-aux-Roses. Il s'agit entre autres d'étudier la transmission de mutations par les cellules germinales soumises à un stress génotoxique.

(2) DPUI : dose par unité d'incorporation, exprimée en **sieverts** par **becquerel**.

# A Que sont les déchets radioactifs ?

Selon la définition de l'**Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA)**, est considérée comme **déchet radioactif** "toute matière pour laquelle aucune utilisation n'est prévue et qui contient des **radio-nucléides** en concentration supérieure aux valeurs que les autorités compétentes considèrent comme admissibles dans des matériaux propres à une utilisation sans contrôle". La loi française introduit pour sa part une distinction, valable pour les déchets nucléaires comme pour les autres, entre déchet et **déchet ultime**. Dans son article L541-1, le Code de l'environnement indique que "est considéré comme un déchet tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon" et précise qu'est ultime "un déchet résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux".

Sur le plan international, les experts de l'AIEA et de l'**Agence pour l'énergie nucléaire** de l'OCDE (**AEN**), comme ceux de la **Commission européenne**, constatent que les déchets à vie longue produits dans les pays dotés d'un programme électronucléaire sont aujourd'hui entreposés de façon sûre, tout en reconnaissant le besoin d'une solution définitive de gestion à long terme de ces déchets. À leurs yeux, l'évacuation dans des formations géologiques profondes semble, pour le moment, être le moyen le plus sûr de stocker de manière définitive ce type de déchets.

## De quoi sont-ils constitués ? Quels volumes représentent-ils aujourd'hui ?

Les déchets radioactifs sont classés en différentes catégories, suivant leur niveau de radioactivité et la **période** radioactive des radionucléides qu'ils contiennent. Ils sont dits **à vie longue** lorsque leur période dépasse trente ans, **à vie courte** dans le cas contraire. La classification française comporte les catégories suivantes :

– les déchets de **très faible activité (TFA)** ; ils contiennent une quantité très faible de radionucléides, de l'ordre de 10 à 100 Bq/g (**becquerels** par gramme) qui empêche de les considérer comme des déchets conventionnels ;

– les déchets de **faible et moyenne activité à vie courte (FAMA-VC)** ; le niveau de radioactivité de ces déchets se situe en général entre quelques centaines et un million de Bq/g, dont moins de dix mille Bq/g de radionucléides à vie longue. Leur radioactivité devient comparable à la radioactivité naturelle en moins de trois cents ans. Leur production est de l'ordre de 15 000 m<sup>3</sup> par an en France ;

– les déchets de **faible activité à vie longue (FA-VL)** ; cette catégorie est constituée des déchets "radifères" provenant de l'extraction de **terres rares** dans des minerais radioactifs et des déchets "graphites" provenant de la première génération de réacteurs ;

– les déchets de **moyenne activité à vie longue (MA-VL)**, très divers, que ce soit par leur origine ou par leur nature, dont le stock global représentait en France 45 000 m<sup>3</sup> fin 2004. Principalement issus des structures de **combustibles usés (coques et embouts)** ou de l'exploitation et de la maintenance des installations, ils comprennent notamment des déchets conditionnés lors des opérations de traitement du combustible usé (depuis 2002, les déchets de ce type sont compactés et représentent environ 200 m<sup>3</sup> par an), des **déchets technologiques** provenant de l'exploitation ou de la maintenance courante des usines de production ou de traitement du combustible, des réacteurs nucléaires ou encore des centres de recherche (environ 230 m<sup>3</sup> par an) ainsi que des boues de traitement d'effluents (moins de 100 m<sup>3</sup> par an). La plus grande partie de ces déchets dégagent peu de chaleur mais certains d'entre eux sont susceptibles de relâcher des gaz ;

– les déchets de **haute activité (HA)**, qui contiennent les **produits de fission** et les **actinides mineurs** séparés lors du traitement des combustibles usés (encadré B, p. 20) et incorporés à chaud dans une **matrice** vitreuse. Environ 120 m<sup>3</sup> de "verre nucléaire" sont ainsi coulés chaque année. Ces déchets contiennent l'essentiel de la radioactivité (plus de 95 %) et sont, par conséquent, le siège d'un fort dégagement de chaleur qui demeure significatif à l'échelle de plusieurs siècles.

Globalement, les déchets radioactifs conditionnés en France représentent moins de 1 kg par an et par habitant. Ce kilogramme est composé à plus de 90 % de déchets FAMA-VC ne contenant que 5 % de la radioactivité totale ; 9 % de déchets MA-VL, moins de 1 % de déchets HA et pratiquement pas de déchets FA-VL.

## Que seront ces déchets demain ?

Depuis 1991, l'**Andra** réalise annuellement un inventaire géographique des déchets présents sur le territoire français. En 2001, les pouvoirs publics lui ont demandé d'approfondir cet "Inventaire national" dans le triple objectif de caractérisation des stocks existants (état de leur conditionnement, traçabilité des traitements), de prospective sur leur production jusqu'en 2020 et d'information du public (voir *Un inventaire qui se projette dans l'avenir*, p. 14). L'Andra a publié cet inventaire national de référence à la fin de l'année 2004. Pour les besoins des recherches correspondant aux orientations définies dans la loi du 30 décembre 1991 (voir *Les recherches pour la gestion des déchets radioactifs : un processus de progrès continu*, p. 4), l'Andra, en collaboration avec les producteurs de déchets, a établi un Modèle d'inventaire de dimensionnement (MID) destiné à estimer les volumes de colis de déchets à prendre en compte dans la conduite des recherches sur l'axe 2 (**stockage**). Ce modèle, qui comporte des prévisions sur la production totale des déchets radioactifs émanant du parc actuel de réacteurs pendant toute leur durée de vie, vise à regrouper les déchets en familles homogènes en termes de caractéristiques et à formuler les hypothèses les plus vraisemblables concernant les modes de conditionnement afin d'en déduire les volumes à prendre en considération pour les études. Enfin, il s'attache à donner une compatibilité devant englober les déchets de manière aussi large que possible. Le MID (qui ne doit pas être confondu avec l'inventaire national qui doit faire foi de manière détaillée des quantités réelles de déchets français) permet ainsi de réduire la variété des familles de colis à un nombre restreint d'objets représentatifs et d'identifier les marges nécessaires pour rendre la conception et l'évaluation de sûreté du stockage aussi robustes que possible vis-à-vis des évolutions potentielles des données.

Pour assurer la cohérence entre les études menées au titre de l'axe 2 et celles menées au titre de l'axe 3 (**conditionnement et entreposage de longue durée**), le CEA a adopté le MID comme donnée d'entrée. Le MID regroupe les colis de déchets par colis-types et calcule le nombre et le volume des colis de déchets HA et MA-VL selon plusieurs scénarios qui considèrent tous que les centrales nucléaires actuelles sont exploitées durant quarante ans et que leur production est stabilisée à 400 TWh par an.

Le tableau 1 donne les nombres et volumes

colis types du MID	symboles	producteurs	catégories	nombre	volume (m <sup>3</sup> )
colis de déchets vitrifiés	CO à C2	Cogema	HA	42470	7410
colis de déchets métalliques activés	B1	EDF	MA-VL	2560	470
colis de boues bitumées	B2	CEA, Cogema	MA-VL	105010	36060
colis de déchets technologiques cimentés	B3	CEA, Cogema	MA-VL	32940	27260
colis de coques et embouts cimentés	B4	Cogema	MA-VL	1520	2730
colis de déchets de structure et technologiques compactés	B5	Cogema	MA-VL	39900	7300
colis de déchets de structure et technologiques mis en vrac en conteneur	B6	Cogema	MA-VL	10810	4580
<b>total B</b>				<b>192740</b>	<b>78400</b>
<b>total général</b>				<b>235210</b>	<b>85810</b>

Tableau 1. Quantités (nombre et volume) de colis de déchets prévues en France pour quarante ans de fonctionnement des réacteurs du parc actuel selon le Modèle d'inventaire de dimensionnement (MID) de l'Andra.

de chaque colis-type pour le scénario qui suppose la continuité de la stratégie actuelle en termes de **traitement** de combustibles usés : traitement des 79 200 **assemblages** de combustible **UOX** et entreposage des 5400 assemblages **MOX** déchargés par le parc REP actuel exploité durant quarante ans.

### Sous quelles formes se présentent-ils ?

Cinq types de colis génériques (retrouvés dans le MID) sont considérés :

- les **colis de déchets cimentés**, colis de déchets MA-VL qui font appel à des matériaux à base de liant hydraulique comme matrice de conditionnement ou comme matériau de blocage, ou encore comme constituant de conteneur ;
- les **colis de boues bitumées** : colis de déchets de type FA et MA-VL dans lesquels le bitume est utilisé comme matrice de confinement pour les résidus issus du traitement de divers effluents liquides (traitement du combustible, centre de recherche, etc.) de faible et moyenne activité ;
- les **colis standard de déchets compactés (CSD-C)** : colis de type MA-VL issus du

conditionnement par compactage des déchets de structure provenant des assemblages combustibles et des déchets technologiques issus des ateliers de La Hague ;

- les **colis standard de déchets vitrifiés (CSD-V)** : colis de type HA résultant essentiellement de la **vitrification** des solutions très actives issues du traitement des combustibles usés ;

- les **colis de combustibles usés** : colis constitués des assemblages de combustibles nucléaires après leur sortie des réacteurs, et qui ne sont pas considérés en France comme des déchets.

Les seuls colis de déchets à vie longue générés significativement par la production actuelle d'électricité (encadré B) sont les colis de déchets vitrifiés et les colis standard de déchets compactés, les autres colis ayant pour leur plus grande part déjà été produits et contenant une faible part de la radioactivité totale.

### Que fait-on actuellement des déchets ? Qu'en fera-t-on à long terme ?

L'objectif de la gestion à long terme des déchets radioactifs est de protéger l'homme

et son environnement contre les effets des matières les constituant et notamment contre les risques radiologiques. Il faut donc éviter toute émission ou dissémination de matières radioactives en isolant durablement les déchets de l'environnement. Cette gestion obéit aux principes suivants : produire le moins possible de déchets ; réduire autant que possible leur dangerosité ; prendre en compte les spécificités de chaque catégorie de déchets et choisir des dispositions qui minimisent les charges (de surveillance, de maintenance) pour les générations futures. Comme pour l'ensemble des activités nucléaires soumises au contrôle de l'**Autorité de sûreté nucléaire**, des règles fondamentales de sûreté (RFS) ont été édictées pour la gestion des déchets radioactifs : tri, réduction de volume, pouvoir de confinement des colis, mode d'élaboration, concentration en radionucléides. La RFS III-2-f, notamment, définit les conditions à remplir pour la conception et la démonstration de sûreté d'un stockage souterrain, et constitue donc un guide de base pour les études sur le stockage. Des solutions industrielles (voir *Des solutions industrielles pour tous les déchets de faible activité*, p.32) existent aujourd'hui pour près de 85 % (en volume) des déchets, les déchets TFA et les déchets FMA-VC. Une solution pour les déchets FA-VL est en cours d'étude par l'Andra à la demande des producteurs de déchets. Les déchets MA-VL et HA, qui contiennent des radionucléides de période radioactive très longue (parfois supérieure à plusieurs centaines de milliers d'années), sont aujourd'hui conservés dans des installations d'entreposage placées sous le contrôle de l'Autorité de sûreté nucléaire. C'est leur devenir à long terme, au-delà de cette période d'entreposage, qui est l'objet de la loi du 30 décembre 1991 (tableau 2). Pour l'ensemble de ces déchets, l'Autorité de sûreté nucléaire rédige un Plan national de gestion des déchets radioactifs afin de définir pour chacun d'entre eux une filière de gestion.

	vie courte période < 30 ans pour les principaux éléments	vie longue période > 30 ans
très faible activité (TFA)	stockage dédié de Morvilliers (ouvert depuis 2003) Capacité : 650 000 m <sup>3</sup>	
faible activité (FA)	centre de l'Aube (ouvert depuis 1992) capacité : 1 million de m <sup>3</sup>	stockage dédié à l'étude pour les déchets radifères (volume : 100 000 m <sup>3</sup> ) et graphites (volume : 14 000 m <sup>3</sup> )
moyenne activité (MA)		volume estimé MID <sup>(1)</sup> : 78 000 m <sup>3</sup>
haute activité (HA)	volume estimé MID <sup>(1)</sup> : 7 400 m <sup>3</sup>	

Tableau 2. Modes de gestion à long terme actuellement pratiqués ou envisagés en France selon les catégories de déchets radioactifs. La zone orangée indique celles concernées par les recherches couvertes par la loi du 30 décembre 1991.

(1) Selon le Modèle d'inventaire de dimensionnement (MID).

# B Les déchets du cycle électronucléaire

L'essentiel des **déchets radioactifs** de haute **activité (HA)** provient, en France, de l'irradiation dans les réacteurs électronucléaires de **combustibles** constitués de pastilles d'oxyde d'**uranium enrichi UOX** ou aussi, pour partie, d'oxyde mixte d'**uranium** et de **plutonium MOX**. De l'ordre de 1 200 tonnes de **combustibles usés** sont déchargées annuellement du parc des **58 réacteurs à eau sous pression (REP)** d'**EDF**, qui fournit plus de 400 **TWh** par an, soit plus des trois quarts de la consommation électrique nationale.

La composition du combustible a évolué au cours de l'irradiation en réacteur. Peu après son déchargement, le combustible est constitué en moyenne<sup>(1)</sup> d'environ 95 % d'uranium résiduel, 1 % de plutonium et autres **transuraniens**, à hauteur de 0,1 %, et 4 % de produits issus de la **fission**. Ces derniers présentent une radioactivité très importante, au sens où elle nécessite des précautions de gestion mobilisant des moyens industriels puissants, de l'ordre de  $10^{17}$  **Bq** par tonne d'uranium initial (tUi), figure 1.

L'**uranium** contenu dans le combustible usé présente une composition évidemment différente de celle du combustible initial. Plus l'irradiation aura été importante, plus la consommation de noyaux **fissiles** aura été forte, et plus l'**uranium** aura donc été **appauvri en isotope 235** ( $^{235}\text{U}$ ) fissile. Les conditions d'irradiation généralement mises en œuvre dans les réacteurs du parc français, avec un temps de

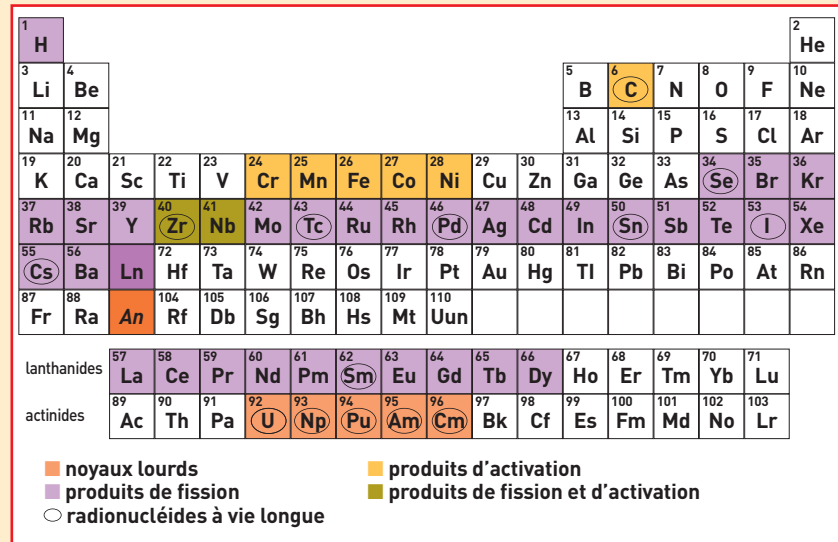


Figure 1. Principaux éléments présents dans le combustible nucléaire usé.

séjour moyen du combustible en réacteur de l'ordre de quatre années pour un **taux de combustion** proche de **50 GWj/t**, conduisent à ramener la teneur finale en  $^{235}\text{U}$  à une valeur assez proche de celle de l'**uranium naturel** (moins de 1 %), ce qui induit que son potentiel énergétique est très voisin de celui de ce dernier. En effet, même si cet uranium reste légèrement plus riche en isotope fissile que l'uranium naturel, pour lequel la teneur en  $^{235}\text{U}$  est de 0,7 %, il faut également mentionner la présence, en quantités plus faibles mais significatives, d'autres isotopes pénalisants au plan

neutronique ou radiologique ( $^{232}\text{U}$ ,  $^{236}\text{U}$ ) absents du combustible initial (tableau 1). Le **plutonium** présent dans le combustible usé provient des processus de **captures neutroniques** et de **désintégrations** successives. Une partie du Pu disparaît par fission : ainsi, de l'ordre du tiers de l'énergie produite provient du "recyclage *in situ*" de cet élément. Ces phénomènes donnent également lieu à la formation de **noyaux lourds** présentant eux-mêmes, ou par l'intermédiaire de leurs produits de filiation, une **période radioactive** longue. Ce sont les éléments de la famille des **actinides**, et parmi eux essentiellement le plutonium ( $^{238}\text{Pu}$  à  $^{242}\text{Pu}$ , les isotopes impairs formés ayant pour partie eux aussi subi des fissions durant l'irradiation), mais également

(1) Il convient de considérer ces valeurs comme indicatives. Elles permettent de situer les ordres de grandeur pour les combustibles à oxyde d'uranium enrichi issus de la principale filière nucléaire française actuelle, mais dépendent de divers paramètres tels que la composition du combustible initial et les conditions d'irradiation, notamment sa durée.

élément	isotope	période (années)	UOX 33 GWj/tUi (E $^{235}\text{U}$ : 3,5 %)		UOX 45 GWj/tUi (E $^{235}\text{U}$ : 3,7 %)		UOX 60 GWj/tUi (E $^{235}\text{U}$ : 4,5 %)		MOX 45 GWj/tmli (Ei Pu: 8,65 %)	
			teneur isotopique (%)	quantité (g/tUi)	teneur isotopique (%)	quantité (g/tUi)	teneur isotopique (%)	quantité (g/tUi)	teneur isotopique (%)	quantité (g/tmli)
U	234	246 000	0,02	222	0,02	206	0,02	229	0,02	112
	235	$7,04 \cdot 10^8$	1,05	10 300	0,74	6 870	0,62	5 870	0,13	1 070
	236	$2,34 \cdot 10^7$	0,43	4 224	0,54	4 950	0,66	6 240	0,05	255
	238	$4,47 \cdot 10^9$	98,4	941 000	98,7	929 000	98,7	911 000	99,8	886 000
Pu	238	87,7	1,8	166	2,9	334	4,5	590	3,9	2 390
	239	24 100	58,3	5 680	52,1	5 900	48,9	6 360	37,7	23 100
	240	6 560	22,7	2 214	24,3	2 760	24,5	3 180	32	19 600
	241	14,4	12,2	1 187	12,9	1 460	12,6	1 640	14,5	8 920
	242	$3,75 \cdot 10^5$	5,0	490	7,8	884	9,5	1 230	11,9	7 300

Tableau 1. Inventaire en actinides majeurs de combustibles usés UOX et MOX après trois ans de refroidissement, pour divers taux d'enrichissement et de combustion. Le taux de combustion et la quantité sont exprimés par tonne d'uranium initial (tUi) pour les UOX et par tonne de métal lourd initial (tmli) pour le MOX.

le neptunium (Np), l'américium (Am) et le curium (Cm), dénommés **actinides mineurs (AM)** en raison de leur abondance moindre que celle de l'U et du Pu, qualifiés d'**actinides majeurs**.

Les **phénomènes d'activation** de noyaux d'éléments non radioactifs concernent surtout les matériaux de structure, c'est-à-dire les matériaux des tubes, grilles, plaques et embouts qui assurent la cohésion mécanique du combustible nucléaire. Ils conduisent notamment, pour ce qui est du combustible, à la formation de **carbone 14** ( $^{14}\text{C}$ ), de période 5 730 ans, en quantités toutefois très limitées, largement inférieures au gramme par tonne d'uranium initial (g/tUi) dans les conditions usuelles.

Ce sont les **produits issus de la fission** de l'uranium 235 initial mais aussi de celle du Pu formé (isotopes 239 et 241), appelés **produits de fission (PF)**, qui constituent la source essentielle de la radioactivité du combustible utilisé peu après son déchargement. Plus de 300 **radionucléides**, dont les deux tiers auront toutefois disparu par décroissance radioactive dans les quelques années qui suivent l'irradiation, sont dénombrés. Ces radionucléides sont répartis selon une quarantaine d'éléments de la classification périodique, du germanium ( $^{32}\text{Ge}$ ) au dysprosium ( $^{64}\text{Dy}$ ), avec la présence de **tritium issu de la fission** en trois fragments de  $^{235}\text{U}$  (fission ternaire). Ils sont donc caractérisés par



Après déchargement, les combustibles usés sont entreposés dans des piscines de refroidissement pour que leur radioactivité diminue de façon significative. Ici, piscine d'entreposage de l'usine de traitement des combustibles usés d'Areva à La Hague.

famille	UOX 33 GWj/tUi (E $^{235}\text{U}$ : 3,5 %)	UOX 45 GWj/tUi (E $^{235}\text{U}$ : 3,7 %)	UOX 60 GWj/tUi (E $^{235}\text{U}$ : 4,5 %)	MOX 45 GWj/tmli (Ei Pu : 8,65 %)
	quantité (kg/tUi)	quantité (kg/tUi)	quantité (kg/tUi)	quantité (kg/tmli)
gaz rares (Kr, Xe)	5,6	7,7	10,3	7
alcalins (Cs, Rb)	3	4	5,2	4,5
alcalino-terreux (Sr, Ba)	2,4	3,3	4,5	2,6
Y et lanthanides	10,2	13,8	18,3	12,4
zirconium	3,6	4,8	6,3	3,3
chalcogènes (Se, Te)	0,5	0,7	1	0,8
molybdène	3,3	4,5	6	4,1
halogènes (I, Br)	0,2	0,3	0,4	0,4
technétium	0,8	1,1	1,4	1,1
Ru, Rh, Pd	3,9	5,7	7,7	8,3
divers : Ag, Cd, Sn, Sb...	0,1	0,2	0,3	0,6

Tableau 2. Répartition selon la famille chimique des produits de fission de combustibles usés UOX et MOX après trois ans de refroidissement, pour divers taux d'enrichissement et de combustion.

une grande diversité : diversité des propriétés radioactives, avec des nucléides très radioactifs à durée de vie très courte et, à l'opposé, d'autres dont la période radioactive se mesure en millions d'années, et diversité des propriétés chimiques, telle qu'elle apparaît lorsqu'est analysée, pour les combustibles de "référence" des REP du parc français, la répartition des PF générés selon les familles de la classification périodique (tableau 2). Ces PF ainsi que les actinides produits sont, pour la plupart, présents sous la forme d'oxydes inclus dans l'oxyde d'uranium initial, encore très majoritaire. Parmi les exceptions notables, il convient de citer l'iode (I), présent sous la forme d'**iodure de césium**, les gaz rares, tels le krypton (Kr) et le xénon (Xe), ou certains **métaux nobles**, comme le ruthénium (Ru), le rhodium (Rh) et le palladium (Pd), susceptibles de créer des inclusions métalliques au sein de la matrice oxyde.

Le Pu est aujourd'hui **recyclé** sous forme de combustible MOX dans une partie du parc (une vingtaine de réacteurs à présent). L'U résiduel peut être pour sa part ré-**enrichi** (et recyclé en lieu et place de l'uranium minier). L'intensité de ce recyclage dépend du cours de l'uranium naturel, dont la hausse récente devrait conduire à augmenter le taux actuel (de l'ordre du tiers est recyclé en ce moment).

Ce recyclage de l'U et du Pu est à la base de la stratégie de **traitement** aujourd'hui appliquée en France à la majeure partie des combustibles usés (actuellement, les deux

tiers). Pour les quelque 500 kg d'U initialement contenu dans chaque élément combustible et après la séparation de 475 kg d'U résiduel et d'environ 5 kg de Pu, ces **déchets "ultimes"** représentent moins de 20 kg de PF et moins de 500 grammes d'AM. Cette voie de gestion des déchets (ou **cycle fermé**), qui consiste à traiter aujourd'hui les combustibles usés pour séparer matières encore valorisables et déchets ultimes, se distingue des stratégies dans lesquelles le combustible usé est gardé en l'état, que ce soit dans une logique d'attente (choix différé de mode de gestion à long terme) ou dans une logique dite du **cycle ouvert**, où les combustibles usés sont considérés comme des déchets et sont destinés à être **conditionnés** tels quels dans des **conteneurs et stockés** en l'état.

Dans le cycle électronucléaire tel qu'il est pratiqué en France, les déchets se répartissent en deux, en fonction de leur origine. Les déchets directement issus du combustible usé sont subdivisés en **actinides mineurs et produits de fission** d'une part, et **déchets de structure**, renfermant les **coques** (trçons de gaines métalliques ayant contenu le combustible des REP) et les **embouts** (pièces qui constituent les extrémités des assemblages combustibles de ces mêmes REP), d'autre part. Le procédé de traitement des combustibles usés, mis en œuvre pour extraire l'U et le Pu, génère des **déchets technologiques** (déchets d'exploitation comme les pièces de rechange, les gants de protection...) et des **effluents liquides**.

## C Qu'y a-t-il entre le déchet et l'environnement ?

Les **déchets radioactifs** solides ou liquides bruts font l'objet, après caractérisation (détermination de leur composition chimique, radiologique et de leurs propriétés physico-chimiques) d'un **conditionnement**, terme qui recouvre l'ensemble des opérations consistant à mettre ces déchets (ou des **assemblages combustibles usés**) sous une forme convenant à leur transport, leur **entreposage** et leur **stockage** (voir l'encadré D, p. 50). L'objectif est de mettre les déchets radioactifs sous une forme solide physiquement et chimiquement stable et d'assurer le **confinement** efficace et durable des **radionucléides** qu'ils contiennent.

Pour cela, deux opérations complémentaires sont mises en œuvre. En règle générale, un matériau immobilise, soit par enrobage ou incorporation homogène (déchets liquides, déchets pulvérulents, boues), soit par blocage (déchets solides) des déchets au sein d'une **matrice** dont la nature et les performances dépendent du type de déchets (ciment pour les boues, les concentrats d'évaporation et les cendres d'incinération, bitume pour l'**enrobage** de boues et de concentrats d'évaporation résultant du traitement des effluents liquides ou matrice vitreuse liant intimement les nucléides au réseau vitreux pour les solutions de **produits de fission** et d'**ac-**



A. Gomin/CEA

Coupe d'un puits d'entreposage expérimental d'un conteneur de combustible usé (le bas de l'assemblage est visible en haut à droite) dans la galerie Galatée du Cecer (Centre d'expertise sur le conditionnement et l'entreposage des matières radioactives) au centre CEA de Marcoule, mettant en évidence la juxtaposition d'enveloppes.

**tinides mineurs**). Cette matrice contribue à la fonction de confinement. Les déchets ainsi conditionnés sont placés dans un **conteneur** étanche (cylindrique ou parallélépipédique) formé d'une ou plusieurs enveloppes. L'ensemble est appelé **colis**. Il est également possible que les déchets soient compactés et bloqués mécaniquement dans une **enveloppe**, l'ensemble constituant le colis.

Dans l'état où ils sont issus de la produc-

tion industrielle, ils sont qualifiés de **colis primaires**, le conteneur primaire étant l'enveloppe, en ciment ou métallique, dans laquelle les déchets conditionnés sont finalement placés afin de permettre leur manutention. Le conteneur peut jouer le rôle de première **barrière** de confinement, la répartition des fonctions entre la matrice et le conteneur est déterminée selon la nature des déchets. C'est ainsi que l'ensemble formé par le regroupement, dans



## C (suite)

un conteneur, de plusieurs colis primaires **MA-VL**, peut assurer le confinement de la radioactivité de ce type de déchets. Si une phase d'**entreposage de longue durée** s'avère nécessaire, au-delà de la phase d'entreposage industriel chez les producteurs, les colis primaires de déchets doivent pouvoir être éventuellement repris : il faut donc disposer d'un conteneur primaire durable dans de telles conditions pour tous les types de déchets.

Dans ce cas et pour les assemblages de combustibles usés dont on pourrait un jour décider qu'ils soient destinés à un tel entreposage de longue durée, voire au stockage, il n'est pas possible de démontrer, sur des durées séculaires, l'intégrité des gaines contenant le combustible et qui constituent la première barrière de confinement en phase d'utilisation en réacteur. Leur mise en **étui** individuel et étanche est donc envisagée, cet étui en acier inoxydable étant compatible avec les différentes étapes de gestion ultérieures imaginables : traitement, nouvel entreposage ou stockage. Le placement en conteneur étanche de ces étuis assure une deuxième barrière de confinement, comme c'est le cas pour les colis de déchets de **haute activité**.

En conditions de stockage ou d'entreposage, les colis de déchets seront soumis à diverses agressions internes et exter-

nes. Tout d'abord, la décroissance **radioactive** des radionucléides se poursuit dans le colis (phénomène d'**auto-irradiation**). L'émission des rayonnements s'accompagne d'une production de chaleur. Par exemple, dans les verres de confinement des déchets de haute activité, les principales sources d'irradiation résultent des **désintégrations alpha** issues des actinides mineurs, des **désintégrations bêta** provenant des produits de fission et des transitions gamma. Les désintégrations alpha caractérisées par la création d'un **noyau de recul** et l'émission d'une particule qui, en fin de parcours, génère un atome d'hélium, provoquent la majorité des déplacements atomiques. En particulier, les noyaux de recul, qui déposent une énergie importante sur une distance courte, conduisent à des déplacements atomiques en cascade, rompant ainsi un grand nombre de liaisons chimiques. C'est donc la principale cause de dommage potentiel à long terme. Les matrices doivent alors être stables thermiquement et résistantes aux dégâts d'irradiation.

Les colis de déchets stockés seront également soumis à l'action de l'eau (**lixiviation**). Les enveloppes des conteneurs peuvent présenter une certaine résistance aux phénomènes de corrosion (les **surconteneurs** des verres peuvent ainsi retarder

de quelque 4 000 ans l'arrivée de l'eau) et les matrices de confinement faire preuve d'une durabilité chimique élevée.

Entre les conteneurs et la barrière ultime que constitue, dans une installation de stockage profond de déchets radioactifs, le milieu géologique lui-même, peuvent de plus être interposées, outre un éventuel surconteneur, d'autres barrières dites **barrières ouvragées** pour le remplissage et le scellement. Inutiles dans les formations argileuses pour le remplissage, elles seraient capables dans d'autres milieux (granite) de ralentir encore tout flux de radionucléides vers la **géosphère**, malgré une dégradation des barrières précédentes.



Démonstrateurs technologiques de colis MA-VL pour boues bitumées.

# D De l'entreposage au stockage

La raison d'être de l'**entreposage** et du **stockage** des déchets nucléaires est d'assurer le confinement à long terme de la **radioactivité**, c'est-à-dire de maintenir les **radionucléides** à l'intérieur d'un espace déterminé, à l'écart de l'homme et de l'environnement, aussi longtemps que nécessaire, de telle sorte que l'éventuel retour dans la **biosphère** d'infimes quantités de radionucléides ne puisse avoir d'impact sanitaire ou environnemental inacceptable. Selon les termes de la Convention commune sur la sûreté de la gestion du **combustible** usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs signée le 5 septembre 1997, l'entreposage "s'entend de la détention de combustible usé ou de déchets radioactifs dans une installation qui en assure le confinement, dans l'intention de les récupérer". Il est donc, par définition, temporaire, représentant une solution d'attente, même si celle-ci peut être de très longue durée (quelques dizaines à quelques centaines d'années), alors qu'un stockage peut être définitif.

Pratiqué depuis les débuts du nucléaire, l'entreposage industriel met les combustibles usés en attente de traitement et les déchets conditionnés de **haute activité (HA)** ou de **moyenne activité à vie longue (MA-VL)** en condition sûre, en

attente d'un mode de gestion à long terme de ces déchets. La reprise des colis entreposés est prévue à l'issue d'une période de durée limitée (années ou dizaines d'années).



Concept étudié par le CEA de conteneur commun pour l'entreposage de longue durée et le stockage de déchets de moyenne activité à vie longue.

L'**entreposage de longue durée (ELD)** se conçoit notamment dans le cas d'une mise en œuvre différée dans le temps du stockage ou des réacteurs devant effectuer le **recyclage/transmutation** ou simplement pour tirer profit de la

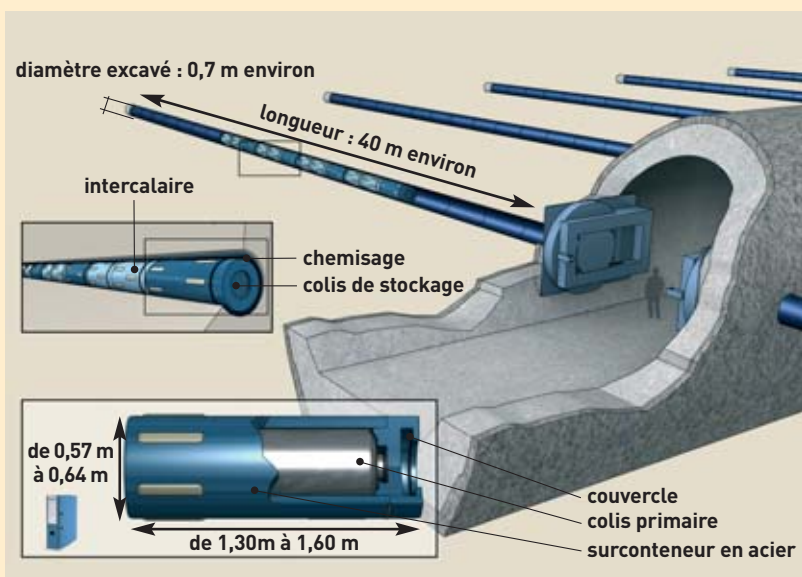
décroissance naturelle de la radioactivité (et donc de l'émission de chaleur des déchets de haute activité) avant une mise en **stockage géologique**. La longue durée s'entend sur des durées pouvant aller

jusqu'à trois cents ans. L'entrepôt de longue durée peut se trouver en **surface** ou en **subsurface**.

Dans le premier cas, il sera, par exemple, protégé par une structure en béton renforcée. Dans le second, il sera situé à une profondeur de quelques dizaines de mètres, protégé par un milieu naturel (par exemple, situé à flanc de colline) et sa roche d'accueil. Quelle que soit la stratégie de gestion choisie, il sera nécessaire de protéger la biosphère des déchets résiduels ultimes. La nature des radioéléments que ces derniers contiennent nécessite une solution capable d'assurer leur confinement durant plusieurs dizaines de milliers d'années pour les déchets à vie longue, voire plus. À ces échelles de temps, la stabilité sociétale est une incertitude majeure à prendre en compte. C'est pourquoi le stockage en couches

géologiques profondes (typiquement 500 m) constitue une solution de référence, dans la mesure où elle permet intrinsèquement la mise en œuvre d'une solution technique plus passive, s'accommodant sans risque accru d'un manque de surveillance et permettant ainsi de palier une éventuelle perte de mémoire de la société. Le milieu géologique d'un tel stockage constitue donc une barrière supplémentaire tout à fait essentielle qui n'existe pas dans le cas de l'entreposage.

Un stockage peut être conçu pour être **réversible** sur une certaine période. Le concept de réversibilité exige de garantir la possibilité, pour diverses raisons, d'accéder aux **colis**, voire de les retirer de l'installation, et ce, pendant un certain temps ou de choisir la fermeture définitive de l'installation de stockage. La réversibilité peut se concevoir comme une suite d'étapes successives présentant des "niveaux de réversibilité" décroissants. Schématiquement, chaque étape consiste à effectuer une opération technique supplémentaire vers la fermeture finale qui rendra la reprise des colis plus difficile qu'à l'étape précédente, en fonction de critères bien définis.



Concept de stockage, conçu par l'Andra, de colis standard de déchets vitrifiés dans des galeries horizontales illustrant en particulier les différentes enveloppes des colis et certaines caractéristiques liées à la réversibilité éventuelle du stockage.

# E Qu'est-ce que la transmutation ?

La **transmutation** est la transformation d'un noyau en un autre par une réaction nucléaire induite par des particules avec lesquelles on le bombarde. Appliquée au traitement des déchets nucléaires, elle consiste à utiliser ce type de réactions pour transformer des **isotopes radioactifs à vie longue** en isotopes à vie nettement plus courte ou même stables, en vue de réduire l'**inventaire radiotoxique** à long terme. Il est en théorie possible d'utiliser comme projectiles des **photons**, des **protons** ou des **neutrons**. Dans le premier cas, il s'agit d'obtenir par *Bremsstrahlung*<sup>(1)</sup> des photons qui peuvent donner lieu à des réactions  $[\gamma, xn]$  en bombardant une cible avec un faisceau d'électrons fournis par un accélérateur. Sous l'effet du rayonnement gamma incident,  $x$  neutrons sont éjectés du noyau. Appliquées à des corps trop riches en neutrons et de ce fait instables comme certains **produits de fission** (strontium 90, césium 137...), ces réactions aboutissent en général à des corps stables. Mais compte tenu de leur rendement très faible et du très haut niveau de courant d'électrons nécessaire, cette voie est jugée non viable. Dans la deuxième formule, l'interaction proton-noyau induit une réaction complexe, appelée **spallation**, qui conduit à la fragmentation du noyau et à la libération d'un certain nombre de particules dont des

neutrons de haute énergie. La transmutation par interaction *directe* des protons n'est pas économiquement rentable, car elle nécessite pour surmonter la barrière coulombienne<sup>(2)</sup> des protons de très haute énergie (1 à 2 **GeV**) dont l'énergie de production est supérieure à celle récupérée lors du processus qui a conduit à la génération du déchet. En revanche, la transmutation *indirecte*, en utilisant les neutrons de haute énergie (produits au nombre d'une trentaine environ, suivant la nature de la cible et l'énergie du proton incident) permet d'améliorer très sensiblement les performances. C'est cette voie qui est à la base des concepts des **réacteurs dits hybrides** couplant un cœur **sous-critique** et un accélérateur de protons de haute intensité (encadré F, *Qu'est-ce qu'un ADS ?*, p. 103). Troisième particule utilisable, donc, le neutron. De par l'absence de charge électrique, c'est de loin la particule qui satisfait au mieux les critères recherchés. Il est "naturellement" disponible en grande quantité dans les réacteurs nucléaires où il est utilisé pour générer des réactions de **fission** et produire ainsi de l'énergie et où d'ailleurs il induit en permanence des transmutations, la plupart non recherchées (figure). La meilleure voie de **recyclage** des déchets serait donc de les réinjecter dans l'installation qui peu ou prou les a créés...

Lorsqu'un neutron entre en collision avec un noyau, il peut rebondir sur le noyau ou bien pénétrer dans celui-ci. Dans ce second cas, le noyau, en absorbant le neutron, acquiert un excès d'énergie qu'il va libérer de différentes manières :

- en éjectant des particules (un neutron par exemple) et en émettant éventuellement un rayonnement ;
- en émettant seulement un rayonnement ; on parle dans ce cas de **réaction de capture** puisque le neutron reste captif du noyau ;
- en se scindant en deux noyaux de taille plus ou moins égale et en émettant simultanément deux à trois neutrons ; on parle ici de **réaction de fission** durant laquelle une importante quantité d'énergie est délivrée.

La transmutation d'un **radionucléide** peut se réaliser soit par capture d'un neutron, soit par fission. Les **actinides mineurs**, noyaux de grande taille (**noyaux lourds**), peuvent subir à la fois des réactions de fission et de capture. Par fission, ils sont transformés en radionucléides majoritairement à vie courte, voire en noyaux stables. Les noyaux provenant d'une fission (appelés produits de fission), de plus petite taille, ne sont sujets qu'aux réactions de capture et subissent, en moyenne, quatre décroissances radioactives, de **période** n'excédant pas généralement quelques années, avant de devenir stables. Par capture, ils sont transformés en d'autres radionucléides, souvent à vie longue, qui se transforment eux-mêmes par **désintégration** naturelle, mais aussi par capture et fission.

(1) En allemand : rayonnement de freinage. Rayonnement photonique de haute énergie généré par des particules (électrons) accélérées (ou décélérées) qui décrivent une trajectoire circulaire en émettant tangentiellement des photons de freinage dont les plus énergétiques sont préférentiellement émis dans l'axe du faisceau d'électrons.

(2) Force de répulsion qui s'oppose au rapprochement de charges électriques de même signe.

## E (suite)

La probabilité qu'un neutron a de provoquer une réaction de capture ou de fission est évaluée à partir respectivement de la **section efficace** de capture et de la section efficace de fission. Les sections efficaces sont fonction de la nature du noyau (elle varie énormément d'un noyau à l'autre et, plus encore, d'un isotope à l'autre pour un même noyau) et de l'énergie du neutron.

Pour un neutron d'énergie inférieure à 1 eV (domaine des **neutrons lents** ou **thermiques**), la section efficace de capture est

prédominante ; la capture est environ cent fois plus probable que la fission. C'est également le cas pour une énergie allant de 1 eV à 1 MeV (domaine des **neutrons épithermiques** où captures ou fissions se produisent à des niveaux précis d'énergies). Au-delà de 1 MeV (domaine des neutrons rapides), les fissions deviennent plus probables que les captures.

Deux filières de réacteurs sont possibles selon le domaine d'énergie des neutrons dans lequel la majorité des réactions de fission se produit : les réacteurs à neutrons

thermiques et les réacteurs à **neutrons rapides**. La filière des réacteurs à neutrons thermiques est celle qui équipe la France avec près de soixante réacteurs à eau sous pression. Dans un réacteur à neutrons thermiques, les neutrons produits par fission sont ralentis (modérés) par des chocs contre des noyaux légers constitutifs de matériaux appelés **modérateurs**. Grâce au modérateur (eau ordinaire pour les réacteurs à eau sous pression), la vitesse des neutrons diminue jusqu'à atteindre quelques kilomètres par seconde, valeur pour laquelle les neutrons se trouvent en équilibre thermique avec le milieu. Les sections efficaces de fission de  $^{235}\text{U}$  et  $^{239}\text{Pu}$  induites par des neutrons thermiques étant très élevées, une concentration de quelques pour cent de ces noyaux **fissiles** est suffisante pour entretenir la cascade de fissions. Le flux d'un réacteur à neutrons thermiques est de l'ordre de  $10^{18}$  neutrons par mètre carré et par seconde.

Dans un réacteur à neutrons rapides, tel que Phénix, les neutrons issus des fissions produisent directement, sans être ralentis, de nouvelles fissions. Il n'y a pas de modérateur dans ce cas. Comme dans ce domaine d'énergie les sections efficaces sont faibles, il faut utiliser un combustible riche en radionucléides fissiles (jusqu'à 20% d'**uranium 235** ou de **plutonium 239**) pour que le **facteur de multiplication** soit égal à 1. Le flux d'un réacteur à neutrons rapides est dix fois plus élevé (de l'ordre de  $10^{19}$  neutrons par mètre carré et par seconde) que celui d'un réacteur à neutrons thermiques.

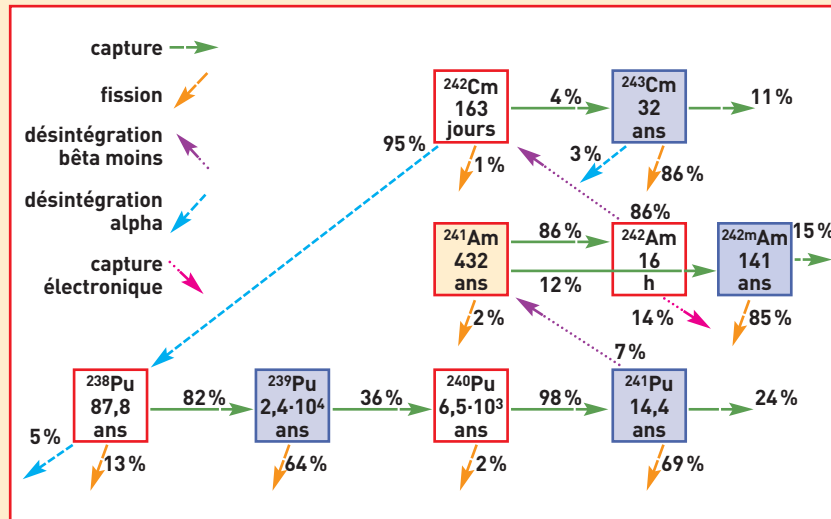


Figure.

Représentation simplifiée de la chaîne d'évolution de l'américium 241 dans un réacteur à neutrons thermiques (en bleu, les radionucléides qui disparaissent par fission). Par capture,  $^{241}\text{Am}$  se transforme en  $^{242m}\text{Am}$  qui disparaît majoritairement par fission, et en  $^{242}\text{Am}$  qui décroît (période de 16 heures) principalement par désintégration bêta en  $^{242}\text{Cm}$ .  $^{242}\text{Cm}$  se transforme par désintégration alpha en  $^{238}\text{Pu}$  et par capture en  $^{243}\text{Cm}$  qui, lui-même, disparaît majoritairement par fission.  $^{238}\text{Pu}$  se transforme par capture en  $^{239}\text{Pu}$  qui disparaît majoritairement par fission.

# F Qu'est-ce qu'un ADS ?

Un ADS (de l'anglais Accelerator Driven System) est un **système hybride** constitué par un réacteur nucléaire fonctionnant en mode **sous-critique**, c'est-à-dire incapable à lui seul d'entretenir une **réaction en chaîne** de **fission**, "pilote" par une source externe capable de fournir le complément de **neutrons** nécessaire<sup>(1)</sup>.

Dans le cœur d'un réacteur nucléaire, en effet, est libérée l'énergie de fission des **noyaux lourds** comme ceux de l'**uranium 235** ou du **plutonium 239**. L'uranium 235 produit en fissionnant en moyenne 2,5 neutrons qui pourront à leur tour provoquer une nouvelle fission s'ils heurtent un

noyau d'uranium 235. Il est donc concevable qu'une fois la première fission amorcée, une réaction en chaîne puisse se développer et conduise, par une succession de fissions, à un accroissement de la population de neutrons. Mais parmi les neutrons produits par la première fission, certains sont capturés et ne donnent pas naissance à de nouvelles fissions. Le nombre de fissions générées à partir d'une fission initiale est caractérisé par le **facteur de multiplication effectif  $k_{\text{eff}}$** , égal au rapport des neutrons de fission produits sur les neutrons disparus. De la valeur de ce coefficient dépend le devenir de la population de neutrons : si  $k_{\text{eff}}$  est nettement plus grand que 1, cette population augmente très rapidement ; si  $k_{\text{eff}}$  est très légèrement supérieur à 1, la multiplication des neutrons s'enclenche mais reste sous contrôle ; c'est cet état qui est recherché lors du démar-

rage d'un réacteur ; si  $k_{\text{eff}}$  est égal à 1, la population reste stable ; c'est la situation d'un réacteur en fonctionnement normal et si  $k_{\text{eff}}$  est plus petit que 1, la population de neutrons décline et s'éteint sauf si, et c'est le cas dans un système hybride, une

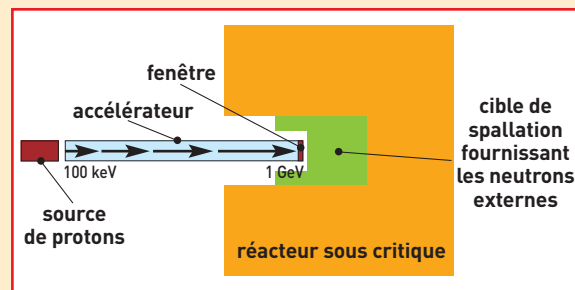


Schéma de principe d'un ADS.

source extérieure apporte des neutrons. À partir du facteur de multiplication effectif, la **réactivité** d'un réacteur est définie par le rapport  $(k_{\text{eff}} - 1) / k_{\text{eff}}$ . La condition de stabilité s'exprime alors par une réactivité nulle. Pour stabiliser la population de neutrons, on joue sur la proportion de matériaux à forte section de **capture de neutrons** (matériaux absorbants) au sein du réacteur.

Dans un ADS, la **source** de neutrons supplémentaires est alimentée par des **protons** créés à une énergie d'environ 100 keV, puis injectés dans un **accélérateur** (linéaire ou cyclotron) qui les amène à une énergie de l'ordre du **GeV** et les conduit vers une **cible** de métal lourd (plomb, plomb-bismuth, tungstène ou tantale). Irradiée par le faisceau de protons, cette cible génère, par des réactions de **spallation**, un flux intense de neutrons d'énergie élevée (entre 1 et 20 MeV), un seul proton incident pouvant générer jusqu'à 30 neutrons. Ces derniers

vont ensuite interagir avec le combustible du **milieu multiplicateur** de neutrons sous-critique et produire d'autres neutrons (neutrons de fission) (figure).

La plupart des projets de systèmes hybrides ont pour cœur (généralement annulaire) des milieux à **neutrons rapides**, ces derniers permettant d'obtenir les bilans neutroniques les plus favorables à la **transmutation**, opération qui permet de "brûler" des déchets mais peut également servir à produire de nouveaux noyaux **fissiles**. Un tel système peut également être utilisé pour la production d'énergie, même si une partie de celle-ci doit être réservée à l'alimentation de l'accélérateur de protons, part d'autant plus importante que le système est plus sous-critique. Il est, par principe, à l'abri de la plupart des accidents de réactivité, son facteur de multiplication étant inférieur à 1, contrairement à un réacteur fonctionnant en mode critique : la réaction en chaîne s'arrêterait si elle n'était entretenue par cet apport de neutrons externes.

Composant important d'un réacteur hybride, la **fenêtre**, positionnée en bout de la ligne de faisceau, isole l'accélérateur de la cible et permet de le maintenir sous vide. Traversée par le faisceau de protons, c'est une pièce sensible du système : sa durée de vie dépend de contraintes thermiques, mécaniques et de la corrosion. Il existe toutefois des projets d'ADS sans fenêtre. Dans ce cas, ce sont les contraintes de confinement et d'extraction des produits radioactifs de spallation qui doivent être pris en compte.

■ Voir à ce sujet *Clefs CEA n°37*, p. 14.

Les caractéristiques de la plus grande part des **déchets radioactifs** générés en France résultent de celles du parc national de production électronucléaire et des unités de traitement des **combustibles** usés, construites en application du principe consistant à traiter ces combustibles pour séparer matières énergétiques encore valorisables (**uranium** et **plutonium**) et déchets (**produits de fission** et **actinides mineurs**) non recyclables dans l'état actuel de la technique.

Cinquante-huit **réacteurs à eau sous pression (REP)** à **uranium enrichi** ont été mis en service par EDF entre 1977 (à Fessenheim) et 1999 (à Civaux), constituant une deuxième génération de réacteurs succédant à la première, essentiellement composée de huit réacteurs **UNGG (uranium naturel** graphite gaz) tous arrêtés et, pour les plus anciens, en cours de déconstruction. Une vingtaine de ces réacteurs REP assurent le recyclage industriel du plutonium inclus dans des combustibles **MOX**, fournis depuis 1995 par l'usine **Melox** de Marcoule (Gard).

EDF envisage de remplacer progressivement les REP actuels par des réacteurs de troisième génération appartenant à cette même filière de réacteurs à eau sous pression, de type **EPR** (European Pressurized water Reactor) conçu par **Framatome-ANP**, filiale du groupe **Areva**. Le tout premier EPR est en cours de construction en Finlande, le premier construit en France devant l'être à Flamanville (Manche).

La plus grande partie des combustibles usés du parc est actuellement traitée dans l'usine **UP2-800<sup>(1)</sup>** exploitée depuis 1994 à La Hague (Manche) par Cogema, autre composante du groupe Areva (l'usine UP3, mise en service en 1990-92, traite pour sa part les combustibles étrangers). Les ateliers de **vitrification** des déchets de ces usines, fruits d'un développement commencé à Marcoule, ont donné leur nom (**R7T7**) au verre "nucléaire" utilisé pour confiner les éléments de **haute activité et à vie longue**.

Une quatrième génération de réacteurs pourrait apparaître à partir de 2040 (ainsi que de nouvelles unités de traitement) avec un prototype dès 2020. Il pourrait s'agir de réacteurs à **neutrons rapides (RNR)** à **caloporteur** sodium (RNR-Na) ou à caloporteur gaz (**RCG**). Depuis l'arrêt de Superphénix en 1998, un seul RNR fonctionne en France, Phénix, qui doit être arrêté en 2009.

■ (1) Refonte de l'unité **UP2-400** qui, à la suite de l'usine **UP1** de Marcoule, était destinée au traitement des combustibles usés de la filière UNGG.