# Des **solutions industrielles** pour les déchets de **haute et moyenne activité à vie longue**

**Depuis plusieurs décennies, Areva traite les combustibles usés et conditionne les déchets ultimes dans ses usines de La Hague.** Compte tenu des volumes "historiques" et des gains considérables en termes de réduction des volumes, les déchets à haute activité et à vie longue issus de l'exploitation des réacteurs de la génération actuelle ne constituent plus qu'un flux presque marginal par rapport au stock existant. Cette optimisation se poursuivra pour la troisième génération de réacteurs (EPR). L'arrivée de la quatrième génération et la mise en service d'une nouvelle usine de traitement, qu'on peut positionner vers 2040, pourraient permettre à terme de nouveaux progrès.

Areva/La Hague

Le site de La Hague (Manche) a vu la construction graduelle des différents ateliers dans le temps et dans l'espace. L'optimisation du site mise en œuvre ces dernières années a permis d'obtenir un ensemble homogène : l'exemple type du traitement de 3e génération des combustibles nucléaires usés.

Dès le début du développement de l'énergie nucléaire, dans les années 50, la France a choisi la voie du **traitement-conditionnement** afin de récupérer les matières valorisables sur le plan énergétique que sont le **plutonium** (Pu) et l'**uranium** (U). Avec la première génération de **réacteurs UNGG**, le traitement des **combustibles usés** a été mis en œuvre dans la première usine **UP1** à Marcoule en 1958, suivie en 1966 de l'usine **UP2-400** à La Hague (Manche). Devant le succès du fonctionnement de ces usines, **EDF** et de nombreux clients étrangers (allemands, japonais, belges, suisses et néerlandais) ont signé des contrats portant sur la construction puis l'exploitation, par **Areva** (à l'époque **Cogema**), des usines **UP2-800** et **UP3**, toutes deux situées à La Hague. Ces usines modernes ont respectivement démarré à partir de 1994 et 1989. Elles permettent de traiter les combustibles des réacteurs de deuxième génération, tels que les **REP** du parc EDF actuel (voir l'encadré 1 de *Les recherches pour la gestion des déchets radioactifs : un processus de progrès continu*, p. 4). Une autre usine de ce type est en construction à Rokkasho-Mura au Japon pour traiter les combustibles de réacteurs à eau légère.

Les vingt prochaines années ne verront pas de bouleversement du système actuel. Il s'agit de poursuivre l'optimisation de ces usines avant d'éventuels sauts technologiques couplant, par exemple, les réacteurs de quatrième génération (voir *De nouveaux systèmes pour réduire les déchets à la source ?*, p. 96) avec des fonctions nouvelles de traitement-conditionnement, au sein desquelles pourrait, entre autres, prendre place la séparation poussée (voir *Des déchets ultimes moins radiotoxiques ?*, p. 80).

CEA

Coulée de verre dans l'Atelier de vitrification de Marcoule (AVM).

## Quelle était la stratégie de gestion des déchets dans les usines de la génération passée ?

Les grands principes de gestion des **déchets** de ces usines ont été fixés assez tôt. Ainsi, dès les années 70 et 80, les bases des systèmes modernes actuels, fondés sur la caractérisation de leur **activité** le plus tôt possible, la concentration de cette activité, la traçabilité des **déchets primaires** et le zonage des installations ainsi que la réduction des volumes, ont été posées. L'arrêté qualité de 1984 entérinait les bonnes pratiques de l'époque et fixait un cadre au système apte à garantir les modalités du conditionnement des déchets. Une caractéristique importante des choix de cette époque est la priorité donnée au conditionnement des déchets, dès lors qu'il existait une filière de gestion à long terme opérationnelle. Une composante essentielle de ces filières est l'**exutoire**. Les deux premiers qui furent développés sont l'immersion en fosse océanique, pratiquée marginalement jusque dans les années 80 pour des quantités réduites de déchets **FA**, et principalement le **stockage** définitif **en surface** dans le Centre de stockage de la Manche, près de La Hague, géré d'abord par le CEA, puis par l'**Andra** (voir *Des solutions industrielles pour tous les déchets de faible activité*, p. 32) quand cet établissement public a été rendu autonome par la loi. La stratégie de gestion des déchets pour lesquels une filière de gestion à long terme n'existait pas à l'époque a été de les **entreposer** sans les conditionner en attendant de disposer d'une technique de conditionnement et d'un exutoire approprié. Notons toutefois des exceptions. Pour certains déchets les plus radioactifs, des conditionnements ont été réalisés afin de garantir un entreposage industriel sûr et durable de ces déchets. Cela a été le cas pour les fûts d'enrobés **bitumineux** de Marcoule dont le conditionnement a débuté dès les années 70. L'exemple le plus éclairant de cette démarche concerne les **produits de fission** (**PF**) des combustibles usés du nucléaire "historique" (encadré B, ***Les déchets du cycle électronucléaire***, p. 20), séparés à Marcoule et à La Hague et entreposés pendant plus de vingt ans pour certains d'entre eux. Ce délai a permis de mettre en œuvre les programmes de R&D pour définir le choix de la **vitrification**, développer le procédé au CEA, de construire les pilotes (Piver tout d'abord, puis l'AVM à Marcoule) puis les ateliers industriels et finalement de vitrifier ces produits sous des formes très performantes en matière de compacité et de durabilité. Ainsi, à l'heure actuelle, tous les PF issus des anciennes générations de réacteurs nucléaires français ont-ils été vitrifiés, à l'exception de quelques dizaines de $m^3$ correspondant à des réacteurs de technologie spécifique et ancienne (combustibles dits "UMo"), qui le seront prochainement.

En conséquence, il est aujourd'hui possible de dresser un bilan selon lequel la gestion "historique" par l'industrie de l'aval du cycle français a su allier prudence, responsabilité et volonté de progrès, pour déboucher sur une des situations les plus enviables au plan international. Les déchets sont soit déjà définitivement stockés dans les sites adéquats, soit entreposés en sûreté sous des formes conditionnées ou non. Dans ce dernier cas, les programmes de reprise et de conditionnement de ces déchets "historiques" sont en cours et vont s'accélérer dans les prochaines années (voir *La gestion et le traitement des déchets nucléaires : entre héritage et anticipation*, p. 26).

La relativement faible quantité d'énergie produite par les réacteurs UNGG de cette génération historique, a débouché sur un tonnage finalement assez important de combustibles usés, du fait du faible **taux de combustion** permis par ces réacteurs. L'inventaire de déchets **HA** et **MA-VL** issus de cette génération se monte ainsi à quelques dizaines de milliers de $m^3$.

Depuis, les réacteurs actuels et les performances du cycle associé ont permis de diviser par 50 les volumes de déchets HA et MA-VL ramenés au **kWh** par rapport à cette première génération de réacteurs. Ainsi, pour fixer l'ordre de grandeur des progrès effectués en termes de volume des déchets, si le parc historique avait produit 400 **TWh** pendant 40 ans, comme la génération actuelle, il aurait fallu compter de l'ordre d'un million de $m^3$ de cette catégorie de déchets.

Or, l'inventaire national de l'Andra évalue les déchets HA et MA-VL actuels à seulement 45 000 $m^3$ environ, suite à la production modeste de cette génération (en fait quelques centaines de TWh seulement) et au basculement du parc vers la technologie des REP et du traitement moderne.

## Le conditionnement des déchets par les usines de la génération actuelle : des évolutions récentes

La conception initiale des usines de la génération actuelle, destinées au traitement des combustibles de REP, remonte aux années 80. Elle est donc fondée sur une amélioration des procédés de l'époque, avec une évolution significative des principes consistant à conditionner tous les déchets produits en ligne.

### Quelles étaient les performances prévues à la conception ?

À la conception, une usine comme UP3 devait produire un volume de déchets HA et MA-VL de l'ordre de 3 $m^3$/tonne

Coupe d'un colis de déchets solides bloqués dans une matrice de ciment. Ces déchets sont maintenant compactés pour réduire les volumes.

CEA

de métal lourd (tml) traitée. De tels volumes correspondent à près de 200 000 m³ pour un parc fournissant 400 TWh pendant 40 ans. Le gain initialement prévu était ainsi d'un facteur 5 par rapport au système nucléaire précédent. Pour les déchets directement issus du combustible usé, les **produits de fission** sont conditionnés en ligne dans des verres borosilicatés : c'est une étape importante après les décennies de recherches évoquées plus haut (voir *Des conditionnements sûrs obtenus par des procédés en constante amélioration*, p. 44). Les **déchets de structure** étaient conditionnés au démarrage des usines dans des fûts métalliques **cimentés**. Quant aux déchets liés à l'usage des installations, l'usine de La Hague traite et conditionne ses propres **déchets d'exploitation** et ses **effluents liquides**. Les **déchets technologiques** étaient conditionnés au départ en **colis** cimentés, avec une coque de protection et de **confinement** principalement en béton fibre[1]. Les effluents liquides étaient décontaminés en fixant leur activité dans des boues, selon les dispositions retenues à l'origine du concept d'usine. Ces boues étaient par la suite conditionnées par **enrobage** dans une **matrice** bitumineuse (*cf. supra*).

### Quels sont les progrès réalisés dans le champ de la loi de 91 ?

La loi du 30 décembre 1991 (voir l'encadré 2 de *Les recherches pour la gestion des déchets radioactifs : un processus de progrès continu*, p. 4) a été votée pratiquement au moment du démarrage des usines de la génération actuellement en service. Elle porte sur la recherche sur les déchets à haute activité et à vie longue (soit HA et MA-VL) et comporte en particulier un important volet dédié à l'amélioration des pratiques industrielles.
L'essentiel des progrès réalisés depuis cette date est issu des nombreux résultats des programmes de R&D établis dans le cadre de la loi. Un ***conteneur standard de déchets compactés CSD-C*** (encadré A, ***Que sont les déchets radioactifs ?***, p. 16) a été créé pour les structures métalliques compactées et les déchets technologiques. Le *recours au bitumage* a été supprimé *via* le tri, la concentration et le recyclage des effluents, et l'envoi des flux résiduels vers la vitrification. La *gestion du conditionnement des déchets technologiques* a été optimisée grâce à une meilleure gestion des usines, pour réduire la source de déchets et diminuer leur activité, ainsi qu'à la caractérisation fine des activités et à la définition de conditionnements précisément adaptés à chaque gamme d'activité. Les *entrepôts E-EV-SE* (pour les **conteneurs standard de déchets vitrifiés CSD-V**) et *ECC* (pour les CSD-C) ont fait l'objet d'études, au regard des critères de durabilité de longue durée (voir *L'entreposage industriel est-il apte à gérer la longue durée?*, p. 60). Des ***modèles de comportement des colis de déchets*** en situation de stockage ont été élaborés et ont notamment mis en évidence la durabilité des colis CSD-V.
Ces résultats ont été accompagnés des actions de progrès continu initiées par l'exploitant (zonage des ateliers, tri à la source, recyclage, amélioration des performances de mesures…) contribuant très significativement à réduire les volumes de déchets. Ainsi, le volume annuel des déchets HA et MA-VL a-t-il été réduit d'un facteur supérieur à 6 en regard des paramètres de conception des usines de traitement, en passant aujourd'hui à un volume de moins de 0,5 m³/tml. Cette valeur représente de l'ordre de 20 000 m³ pour un parc produisant 400 TWh pendant les 40 ans de fonctionnement retenus de façon conservative dans les évaluations.
Sachant que l'inventaire des déchets HA et MA-VL est évalué aujourd'hui par l'Andra à moins de 100 000 m³ pour l'ensemble des déchets produits et à produire jusqu'à l'arrêt des tranches actuellement en exploitation (voir *Un inventaire qui se projette dans l'avenir*, p. 14), et que l'âge moyen du parc atteint une vingtaine d'années, il est constaté que la production prévisionnelle de colis de déchets au titre du fonctionnement futur du parc n'est que de l'ordre de 10 % du total (la moitié des 20 000 m³). Même en tenant compte de l'allongement de la durée de vie des réacteurs, les progrès de l'industrie du traitement cantonnent à la marge le volume des déchets du futur. On retrouve le résultat selon lequel la très grande majorité de l'inventaire des déchets HA et MA-VL est constituée du nucléaire "historique", issu d'une époque où les volumes de déchets rapportés aux kWh étaient nettement supérieurs aux flux actuels. La production présente et future de déchets MA-VL reste marginale.

(1) Béton fibre : mélange de béton et de fibres de fonte apportant une remarquable cohésion mécanique au matériau.

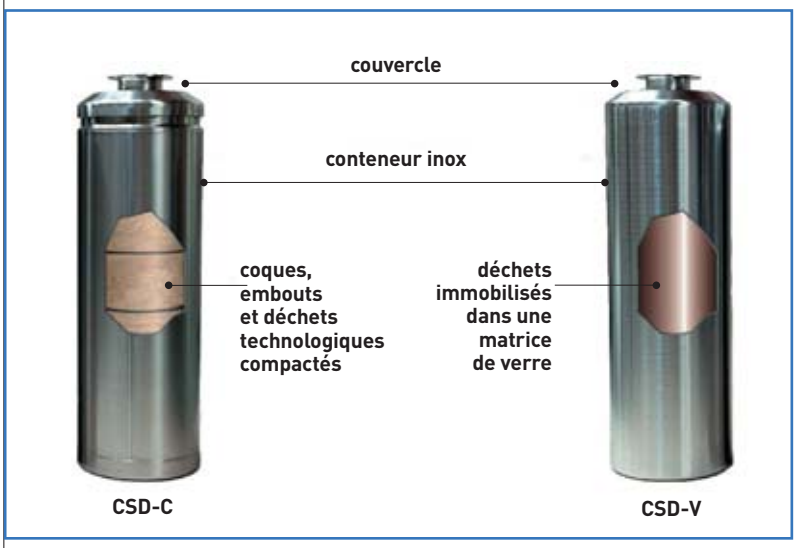



Figure 1.
Les CSD-C et CSD-V sont des conteneurs standard de même nature et de mêmes dimensions qui contiennent la majorité des **radioéléments** à vie longue produits.
Le CSD-C renferme des déchets de structure et des déchets technologiques compactés et le CSD-V contient les produits de fission et les **actinides mineurs** vitrifiés.

## Le conditionnement actuel des déchets par les usines de troisième génération : état de l'art

À la suite des évolutions décrites précédemment, le conditionnement des déchets a atteint un état de l'art, dont le premier point est la production, depuis fin 2002, des deux types de **conteneurs** standard (figure 1). L'arrivée du conteneur standard de déchets (CSD) a en effet permis que les déchets HA et MA-VL soient conditionnés dans un seul modèle de conteneur, décliné sous les formes de deux colis. D'une part, 99 % de l'activité des combustibles usés est concentré et coulé dans la matrice de verre borosilicaté des CSD-V. D'autre part, les déchets de structure et les déchets technolo-

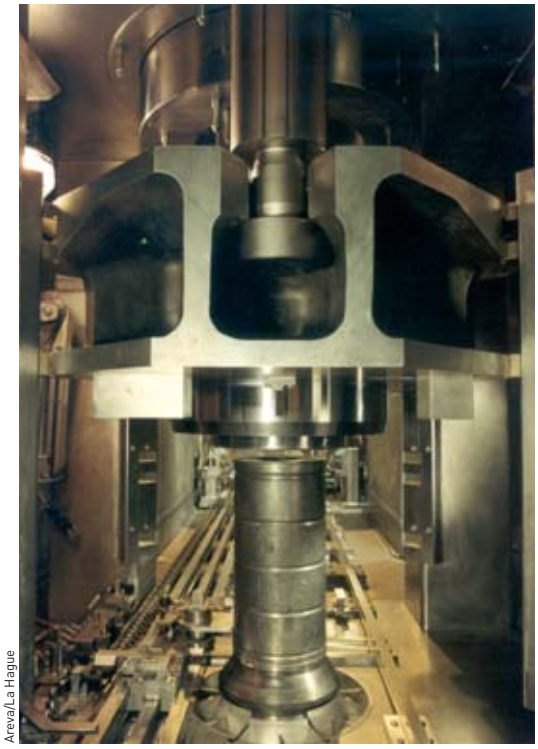
Areva/Philippe Lesage

Le compactage des **coques** et des **embouts**, déchets issus des structures des assemblages de combustibles usés, a remplacé leur cimentation, apportant ainsi une réduction de volume d'un facteur 4.

giques, dont le niveau d'activité est tel qu'ils ne sont pas susceptibles d'un stockage en surface, sont compactés en CSD-C. Ces deux colis ont les mêmes dimensions. La standardisation permet ainsi de dégager des synergies à chaque phase de la vie des colis.

Le CSD constitue ainsi un conditionnement performant et flexible. La standardisation de sa géométrie externe permet d'optimiser les équipements de manutention et de mutualiser les installations d'entreposage et de désentreposage, les emballages de transport et, le cas échéant, les installations de **stockage géologique**. Ces colis sont élaborés dans le cadre d'un Système Qualité rigoureux, qui inclut la qualification des procédés de conditionnement, une spécification de production des colis de déchets eux-mêmes, et des contrôles à tous les stades de la production, sous la surveillance constante d'un organisme tiers qui certifie la conformité de la production. Sa stabilité est garantie à l'échelle séculaire des temps de gestion industriels. Il présente également une grande stabilité à l'échelle géologique, avec une durée de vie de la matrice vitreuse de l'ordre de plusieurs centaines de milliers à un million d'années pour le CSD-V (voir *Comment se comporteront à long terme les colis de déchets nucléaires… et les combustibles usés ?*, p. 51). Les différentes catégories de colis pourraient, selon les concepts, être utilisées pour optimiser le stockage final en lissant la puissance thermique par l'emploi des CSD-C (plus froids) comme "intercalaires".

Le CSD-V est produit par l'établissement Areva de La Hague depuis 1989. À ce jour, plus de 10 000 conteneurs ont été élaborés, avec un ratio de production voisin de 0,7 CSD-V/tUi (tonne d'uranium initial). Ceci représente un volume de moins de 2 000 $m^3$ au total. La technique de vitrification des PF dans une matrice de verre borosilicaté est aujourd'hui mondialement reconnue comme étant la solution la mieux adaptée au conditionnement des déchets HA. Le procédé français de fabrication des résidus vitrifiés a été approuvé dans de très nombreux pays, et notamment en Europe occidentale et au Japon. Les réexpéditions de CSD-V dans les pays d'origine des combustibles usés traités sont désormais une réalité quotidienne : plus de 50 % des CSD-V correspondant à leurs combustibles usés sont déjà dans les entreposages des clients étrangers d'Areva.



Areva/La Hague

Presse de l'Atelier de compactage des coques (ACC) mis en service à La Hague en 2002. Les coques et embouts mélangés ou les déchets technologiques sont compactés sous une charge de 2 500 tonnes et à température ambiante pour former des galettes de haute densité.

Le CSD-C est produit par l'établissement Areva de La Hague depuis 2002, après plus de 10 ans de R&D. Près de 4 000 CSD-C ont été produits à fin 2005, avec un ratio de production inférieur à 1 CSD-C/tUi. Les techniques mises en œuvre dans l'atelier de compactage ACC sont inédites à l'échelle industrielle en milieu nucléarisé, notamment les systèmes de mesures active et passive qui atteignent un très haut niveau de sophistication. Le procédé de fabrication des colis CSD-C est en cours d'approbation par les autorités de nombreux pays, dans la suite du CSD-V.

La gestion en entreposage de ces colis CSD est, elle aussi, très performante. Ainsi, les bâtiments d'entre-

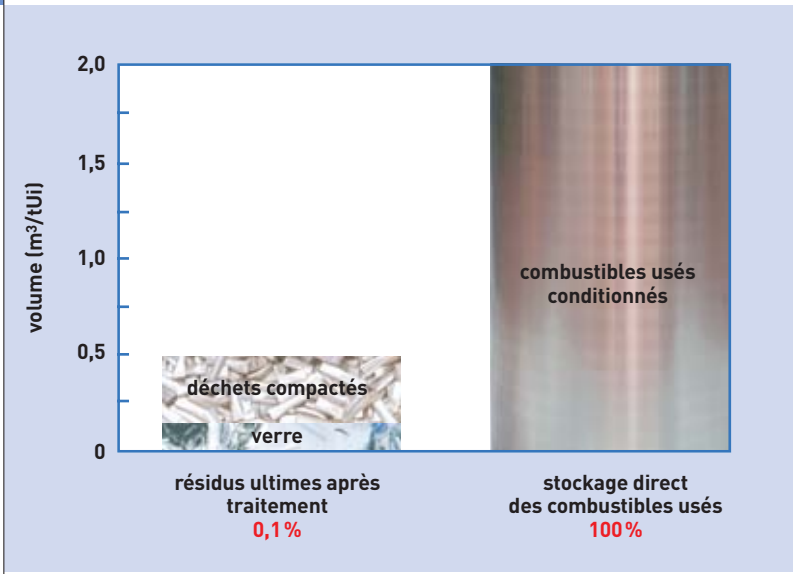



Figure 2.
La réduction de volume entre le traitement des combustibles usés et leur éventuel stockage direct atteint un facteur de l'ordre de 5.

posage des CSD-V (atelier E-EV-SE) et CSD-C (atelier ECC) sur le site de La Hague sont compacts, totalement réversibles et compatibles avec un entreposage de longue durée (échelle séculaire). 12 000 CSD-V et 24 000 CSD-C peuvent y être entreposés, sur un espace de 3 à 5 fois plus petit (selon les concepts) que si les combustibles usés étaient entreposés directement en châteaux d'entreposage. Les extensions possibles permettraient d'entreposer les déchets issus de près de 100 ans de production d'électricité nucléaire sur une surface grande comme deux terrains de rugby.
En se tournant maintenant vers les volumes qui seraient envisagés dans les concepts de stockage direct des combustibles usés, la réduction de volume permise par le traitement atteint un facteur 4 à 5. Ceci joue, après prise en compte de la thermique des colis, dans le dimensionnement du stockage (figure 2) qui occupe bien moins d'espace dans les concepts avec traitement. En conséquence, les évaluations française ou belge montrent des coûts qui se situeraient dans un rapport de l'ordre de 2,5 en faveur de la solution de conditionnement *via* le traitement par rapport à un éventuel stockage direct des combustibles usés.

Areva/La Hague

Vue en coupe d'un colis standard de déchets compactés CSD-C montrant l'empilement des galettes de déchets de structure (coques et embouts) ou de déchets technologiques compactés.

## Quels sont les axes de progrès pour les deux décennies à venir ?

Le progrès continu, alimenté par les programmes de R&D menés au CEA et par l'évolution des pratiques industrielles, permettra d'obtenir de nouveaux gains dans divers domaines. De nouvelles marges de progrès apparaîtront avec l'**EPR**, notamment en fonction des caractéristiques du réacteur (taux de combustion et rendement). Au-delà, des progrès potentiellement importants pourront être dégagés lors du passage à la quatrième génération d'usines, vers 2035-2040 (figure 3).
Outre la poursuite de la réduction des volumes, les progrès concerneront d'autres aspects, comme l'intégration de l'ensemble des étapes du "cycle de vie" des colis (y compris la gestion à long terme lorsqu'elle sera mise en œuvre) et les optimisations afférentes : dosimétrie, sûreté, coûts. Par ailleurs, des projets sont lancés et se développeront significativement pour "reprendre", c'est-à-dire sortir des ateliers d'entreposage, et conditionner les déchets présents sur les sites de La Hague et Marcoule, issus de la génération passée, et non encore conditionnés.

### Les évolutions du CSD-V "en ligne"

Un objectif important à court et moyen terme consiste à maintenir un ratio de conteneurs standard par tonne d'uranium initial en deçà de 0,5 $m^3$/tUi, tout en accompagnant les clients électriciens dans les évolutions des gestions de **cœur**, et en particulier l'augmentation des taux de combustion, qui induit un accroissement plus que proportionnel des **émetteurs alpha**.
Le taux limite d'incorporation des PF et **actinides** dans les verres provient, d'une part, des limites chimiques et, d'autre part, des conséquences de l'**auto-irradiation** du verre. La spécification en vigueur, outre les paramètres limitant le taux d'oxydes et l'activité des PF (césium et strontium), fixe par ailleurs des bornes en actinides (uranium, plutonium, curium) en partant de la quantité raisonnablement "enveloppe" attendue dans le cas de combustibles **UOX1**. Depuis les années 80 et 90, l'augmentation des taux de combustion des combustibles UOX se traduit, pour un même taux d'incorporation de PF dans les verres, par une augmentation graduelle de la teneur en actinides. C'est notamment le cas du curium (Cm), dont l'augmentation avec le taux

Areva/La Hague

Colis standard de déchets compactés (CSD-C). Tout comme les solutions de produits de fission, les éléments de structure des assemblages sont aujourd'hui conditionnés en ligne lors des opérations de traitement des combustibles usés. L'un des objectifs est d'inclure dans ces colis des déchets technologiques non métalliques ou organiques.

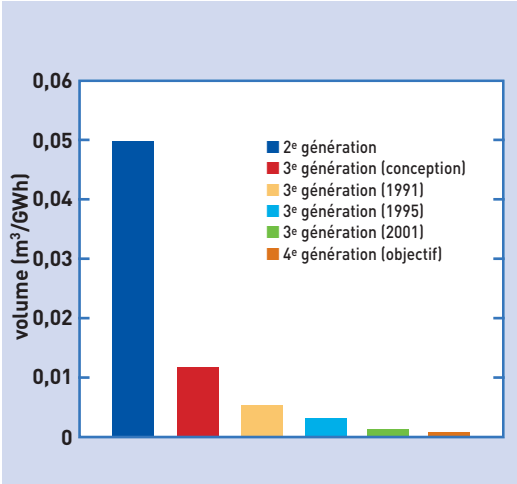



Figure 3.
Évolution des volumes de déchets HA et MA-VL suivant les générations de réacteurs (d'après M.-F. Debreuille et J.-G. Devezeaux de Lavergne, *Global 2003*).

de combustion est la plus rapide. Le traitement des **MOX**, qui s'effectue actuellement à cadence modérée en fonction des besoins des clients, joue dans le même sens.

À court terme, l'objectif industriel d'Areva est de lever cette limite, pour stabiliser le volume de déchets vitrifiés à produire par TWh, compte tenu du nombre important de combustibles **UOX2** traités. Cette évolution est prévue à technologie de production constante, en vérifiant que le comportement à long terme des CSD-V n'est pas affecté significativement par une teneur plus élevée en émetteurs alpha. Les résultats de R&D étayant cette augmentation sont d'ores et déjà acquis et une nouvelle spécification est en cours de finalisation.

À moyen terme, Areva étudie la poursuite de l'accroissement graduel de la teneur en émetteurs alpha dans les verres. Les programmes de R&D en cours ont pour objectif de poursuivre cette hausse pour permettre le traitement de combustibles **UOX3** dans les meilleures conditions. L'effort de recherche engagé comporte deux directions principales. La première concerne l'étude directe des conséquences de taux d'incorporation en émetteurs alpha plus élevés, *via* la réalisation de verres **dopés** en $^{244}CmO_2$. La seconde se rapporte à la compréhension, sur le plan microscopique, des phénomènes d'évolution et de stabilisation des propriétés macroscopiques observées, à partir des résultats de caractérisation des verres dopés et de ceux issus des travaux d'irradiation externe, et de la **modélisation** numérique. Les résultats les plus récents permettent, à ce jour, d'être confiants dans le succès de cette future étape.

Areva/La Hague

Colis standard de déchets vitrifiés (CSD-V). Des études sont menées sur ces colis pour prendre en compte l'évolution des combustibles, et en particulier l'augmentation des taux de combustion.

### Les évolutions du CSD-C "en ligne"

L'objectif industriel en cours est la poursuite de la montée en puissance de l'atelier ACC vers sa cadence nominale. Cet enjeu est sur la bonne voie, et le compactage des éléments de structures des combustibles en ligne avec les ateliers de cisaillage est d'ores et déjà effectif. Un autre objectif est, comme pour les CSD-V, d'accompagner au-delà de 45 GWj/tU l'augmentation des taux de combustion des combustibles traités en garantissant la complète maîtrise des colis en regard de la sûreté et de la traçabilité du contenu des colis. Un troisième consiste à élargir le domaine de production des CSD-C de façon à y inclure de plus en plus de déchets technologiques non métalliques, dans le but de diminuer encore les volumes totaux de colis élaborés. La cimentation entraîne en effet des flux de colis supérieurs dans un rapport jusqu'à 10 vis-à-vis du compactage en CSD-C. Les actions engagées visent ainsi à ne produire à terme que quelques dizaines de colis cimentés MA-VL par an. Les programmes en cours se déclinent à plusieurs niveaux : R&D relative au comportement des matériaux des déchets technologiques en colis CSD, qualification des méthodes de mesure, mise en place des méthodes de détermination des composants des matériaux des déchets technologiques et traçabilité associée.

### Les évolutions des procédés de conditionnement mis en œuvre

Les axes de progrès évoqués ci-dessus vont dans certains cas au-delà de l'amélioration des procédés existants ou de la connaissance du comportement des déchets. Tant les évolutions des combustibles que la mise à l'arrêt des installations de la précédente génération d'usines (rinçages, décontaminations) ou que la reprise et le conditionnement de déchets anciens incitent à examiner avec soin les avantages et inconvénients de stratégies consistant à recourir aux techniques actuelles ou à en développer de nouvelles. La démar-

Eurodoc Centrimage/Areva

Vue extérieure de l'extension de l'atelier d'entreposage des déchets vitrifiés E-EV-SE de l'usine de traitement des combustibles usés d'Areva à La Hague.

Hall de l'installation E-EV-SE où sont entreposés des colis standard de déchets vitrifiés. Conçue de manière modulaire, sa capacité actuelle est de 4 320 CSD-V. Néanmoins, elle peut être multipliée par huit en construisant des modules supplémentaires.

Areva/La Hague

che générale est de privilégier la mise en œuvre des conditionnements dans les ateliers existants. Celle-ci possède en effet de nombreux avantages puisque les ateliers n'ont pas à être construits, les techniques sont éprouvées, les délais peuvent être raccourcis et les coûts sont inférieurs du fait de l'amortissement de l'installation. Les programmes prévus dans l'usine de La Hague concernant la reprise des déchets anciens sont décrits dans l'article *La gestion et le traitement des déchets nucléaires : entre héritage et anticipation*, p. 26.
Au total, les progrès devraient permettre une quasi-stabilisation des volumes de déchets HA produits par tonne de combustible usé, malgré l'augmentation continue des taux de combustion. Cet objectif reste ambitieux. Au-delà de quelques décennies, avec la génération des nouvelles usines de traitement, il deviendra envisageable de réduire encore les volumes, si ce choix est fait, comme l'illustre la figure 3.

### Influence de la réflexion sur les voies de gestion futures des déchets HA et MA-VL

Dans le cadre de la loi de 1991 sur la recherche sur les déchets HA, deux types d'installations constitutives des solutions de gestion envisagées sont notamment étudiés, à des titres différents : l'*entreposage de longue durée* et le *stockage en couches géologiques profondes* (encadré D, ***De l'entreposage au stockage***, p. 50).

Un des résultats majeurs acquis dans le cadre de cette loi est de montrer que ces modes de gestion, combinés éventuellement avec d'autres, sont faisables. Toutefois, cette démarche ne permet pas à ce stade de définir des voies de gestion pleinement optimisées au sens industriel. En particulier, les inventaires retenus sont constitués de descriptions détaillées des colis produits et à produire dans la logique qui précède, c'est-à-dire dans la ligne des principes en cours depuis deux à trois décennies (lesquels ne devraient pas changer notoirement dans un futur proche). Cependant, en fonction des décisions qui seront prochainement prises au terme de la loi, il deviendra graduellement possible d'orienter le conditionnement des colis pour tendre vers cette optimisation.
Les voies qu'il semble possible d'anticiper sont, par exemple :

- une connaissance de l'inventaire des **radionucléides** contenus dans les colis en tant que de besoin plus complète, en regard des spécifications à venir du concept de stockage (voire d'entreposage) ;
- la poursuite, à un niveau à définir, des travaux sur le comportement à long terme des colis, avec d'éventuelles conséquences sur les conditionnements ;
- la standardisation des colis cimentés (déchets anciens notamment) et plus généralement, l'optimisation de la répartition des fonctions entre déchet, matrice (le cas échéant), enveloppe, surcolisage ou conteneur (le cas échéant), **barrière ouvragée** (le cas échéant) et barrière géologique dans le cas du stockage.

Ces programmes seraient susceptibles en bonne part de déboucher au terme des deux décennies qui viennent. Au-delà, des décisions telles que la mise en œuvre de certaines formes de séparation poussée, en connexion avec la quatrième génération de réacteurs, pourraient être prises. Ces décisions pourraient par exemple être motivées par une optimisation des coûts de stockage liée à la charge thermique des colis. Les colis de déchets seraient alors plus ou moins profondément modifiés, tant en ce qui concerne leur forme (nouvelle génération d'usines de traitement et donc de procédés de conditionnement) que leur contenu.

**> Jean-Guy Devezeaux de Lavergne**
Business Unit Traitement
*Areva*
**> Bernard Boullis**
Direction de l'énergie nucléaire
*CEA Centre de Valrhô-Marcoule*

## POUR EN SAVOIR PLUS

M. Bourgeois, "Retraitement du combustible", *Techniques de l'ingénieur, traité mécanique et chaleur,* B 3650, p. 1-36, 1994.

J. Mégy, "Les déchets nucléaires et le retraitement", *Encyclopædia Universalis* 13, p. 246-251, 1985.

J. Lefèvre *et al.*, "Les déchets nucléaires", Collection CEA, série *Synthèses,* 1986.

B. Boullis, "Les déchets nucléaires : un dossier scientifique", Société française de physique, p. 69-80, 1997.

J.-G. Devezeaux de Lavergne, "Réacteurs et cycles du combustible de 4e génération", *Revue Générale Nucléaire*, juillet-août 2003.

M.-F. Debreuille, J.-G. Devezeaux de Lavergne, "Past Experience, Today's Optimisation and Future Improvements in Waste Conditioning Through SNF Treatment", *Global*, Nouvelle-Orléans (États-Unis), novembre 2003.

M.-F. Debreuille, C. Wagner, "La R&D en traitement du combustible usé", *Revue Générale Nucléaire*, 2004.

M. Debes, "Nouvelles gestions de combustible", *Revue Générale Nucléaire*, 2004.

# 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* radionucléides *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 $m^3$ 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 $m^3$ 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 $m^3$ 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 $m^3$ par an) ainsi que des boues de traitement d'effluents (moins de 100 $m^3$ 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 $m^3$ 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 FMA-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 comptabilité 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 TWhe par an.

Le tableau 1 donne les nombres et volumes

| colis types du MID | symboles | producteurs | catégories | nombre | volume (m³) |
|---|---|---|---|---|---|
| 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 |
| **total B** | | | | **192740** | **78400** |
| **total général** | | | | **235210** | **85810** |

**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<br>période < 30 ans<br>pour les principaux éléments | vie longue<br>période > 30 ans |
|---|---|---|
| très faible activité (TFA) | stockage dédié de Morvilliers (ouvert depuis 2003)<br>Capacité : 650000 m³ | |
| faible activité (FA) | centre de l'Aube<br>(ouvert depuis 1992)<br>capacité : 1 million de m³ | stockage dédié à l'étude pour les déchets radifères (volume : 100000 m³) et graphites (volume : 14000 m³) |
| moyenne activité (MA) | | volume estimé MID [1] : 78000 m³ |
| haute activité (HA) | volume estimé MID [1] : 7400 m³ | |

**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[1] 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 ($^{235}$U) fissile. Les conditions d'irradiation généralement mises en œuvre dans les réacteurs du parc français, avec un temps de 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 $^{235}$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 $^{235}$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 ($^{232}$U, $^{236}$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 ($^{238}$Pu à $^{242}$Pu, les isotopes impairs formés ayant pour partie eux aussi subi des fissions durant l'irradiation), mais également

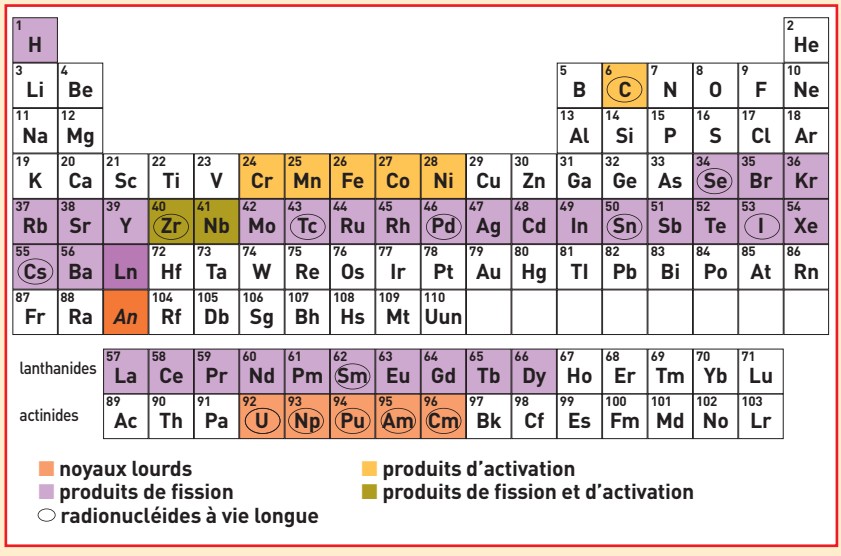



Figure 1.
Principaux éléments présents dans le combustible nucléaire usé.

(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 $^{235}$U : 3,5 %) | | UOX 45 GWj/tUi (E $^{235}$U : 3,7 %) | | UOX 60 GWj/tUi (E $^{235}$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 ($^{14}C$), 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 usé 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 ($^{32}Ge$) au dysprosium ($^{66}Dy$), avec la présence de tritium issu de la fission en trois fragments de $^{235}U$ (fission ternaire). Ils sont donc caractérisés par 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 (tronçons 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.

| famille | UOX 33 GWj/tUi (E $^{235}U$ : 3,5 %) | UOX 45 GWj/tUi (E $^{235}U$ : 3,7 %) | UOX 60 GWj/tUi (E $^{235}U$ : 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.**

Magnum/Harry Gruyaert

**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.**

# 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'**actinides 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.

A. Gonin/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.**

Dans l'état où ils sont issus de la production 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 externes. 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.

CEA

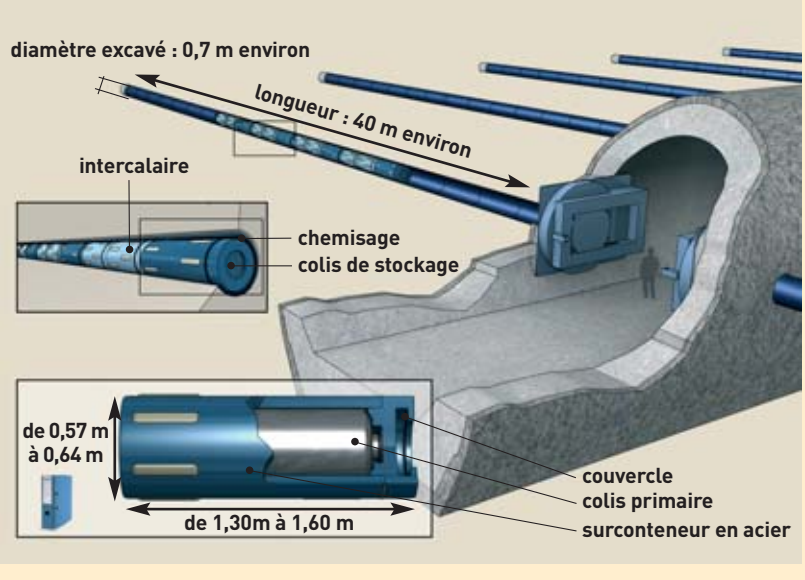
# D De l'entreposage au stockage

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).

A. Gonin/CEA

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.



Andra

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*[1] des photons qui peuvent donner lieu à des réactions (γ, 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[2] 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 varient 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 $^{235}U$ et $^{239}Pu$ 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.

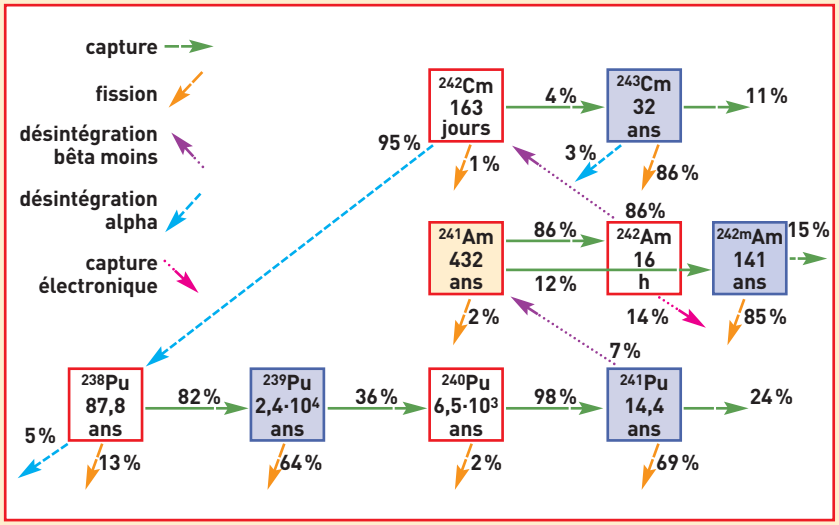



Figure.
Représentation simplifiée de la chaîne d'évolution de l'américium 241 dans un réacteur à neutrons thermiques (en bleu, les radionucléides qui disparaissent par fission). Par capture, $^{241}$Am se transforme en $^{242m}$Am qui disparaît majoritairement par fission, et en $^{242}$Am qui décroît (période de 16 heures) principalement par désintégration bêta en $^{242}$Cm. $^{242}$Cm se transforme par désintégration alpha en $^{238}$Pu et par capture en $^{243}$Cm qui, lui-même, disparaît majoritairement par fission. $^{238}$Pu se transforme par capture en $^{239}$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, "piloté" par une source externe capable de fournir le complément de neutrons nécessaire[1].

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 $k_{eff}$, 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 $k_{eff}$ est nettement plus grand que 1, cette population augmente très rapidement ; si $k_{eff}$ 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 démarrage d'un réacteur ; si $k_{eff}$ est égal à 1, la population reste stable ; c'est la situation d'un réacteur en fonctionnement normal et si $k_{eff}$ 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 source extérieure apporte des neutrons.

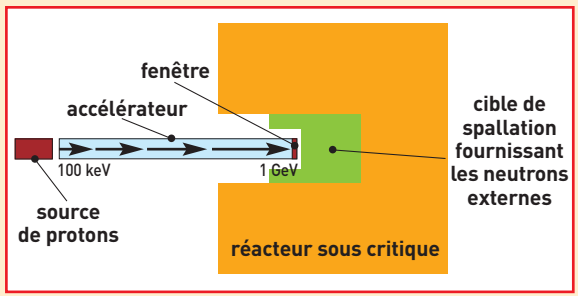



Schéma de principe d'un ADS.

À partir du facteur de multiplication effectif, la réactivité d'un réacteur est définie par le rapport $(k_{eff}-1) / k_{eff}$. 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.

# Le contexte industriel



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[1] 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.