

IRSN

INSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

Faire avancer la sûreté nucléaire

Panorama international des recherches sur les alternatives au stockage géologique des déchets de haute et moyenne activité à vie longue

Rapport IRSN/2019-00318

Rapport établi en réponse à une
saisine de la Commission nationale du
débat public

Mai 2019

RESUME DU RAPPORT

Dans le cadre de la préparation du débat public relatif au Plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs 2019-2021 (PNGMDR 2019-2021), la Présidente de la Commission nationale du débat public (CNDP) a demandé à l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN) de compléter le dossier du maître d'ouvrage par un état des lieux, au niveau international, des recherches sur les alternatives au stockage géologique des déchets de haute activité (HA) et de moyenne activité à vie longue (MAVL).

La recherche bibliographique effectuée par l'IRSN en réponse à cette demande s'est fondée sur l'exploitation d'informations librement accessibles, publiées par les agences internationales (AIEA, OCDE/AEN en particulier) ou nationales ainsi que dans des revues scientifiques. Le panorama qui en résulte recense les principales options alternatives au stockage géologique explorées, historiquement ou actuellement, dans le monde pour assurer la gestion à long terme des déchets HA-MAVL. Il fournit des éléments historiques et scientifiques permettant d'apprécier le contexte dans lequel les différentes options ont émergé et ont été explorées. Il identifie également les questionnements de nature technique et sociétale auxquels ces options sont associées sans pour autant livrer la position de l'IRSN quant à leur pertinence ou leur faisabilité technique.

Le panorama met en évidence la diversité des alternatives au stockage géologique explorées depuis les années 1950. Celles-ci peuvent être regroupées en six grandes familles : l'entreposage, la séparation-transmutation, le stockage en forages, le stockage dans les fonds marins, l'envoi dans l'espace et l'immobilisation dans les glaces polaires. L'ampleur des travaux menés à l'échelle internationale sur chacune est très variable. Toutes ont néanmoins fait l'objet de programmes d'études portés par des organismes officiels relevant souvent de plusieurs pays et impliquant des dispositifs expérimentaux et la réalisation d'essais.

Les difficultés techniques de mise en œuvre mais aussi l'évolution des considérations éthiques et leur traduction juridique ont conduit à l'abandon de plusieurs des options envisagées historiquement. C'est le cas du stockage dans les fonds marins, de l'envoi dans l'espace et de l'immobilisation dans les glaces polaires qui ne font plus actuellement l'objet d'études et recherche.

Les réflexions se poursuivent en revanche sur l'entreposage, la séparation-transmutation et le stockage en forage. Le statut et la nature des travaux menés sur ces trois alternatives diffèrent fortement de l'une à l'autre. Pour ce qui concerne l'entreposage, conçu généralement comme une solution d'attente, les travaux visent à évaluer les possibilités d'extension des durées de vie des installations et à renforcer leur robustesse. Pour ce qui concerne la séparation - transmutation, les travaux couvrent un très large champ de connaissance scientifique et combine des développements relevant de la recherche fondamentale et des études destinées à établir la faisabilité de déployer les technologies envisagées à l'échelle industrielle. Pour ce qui concerne le stockage en forages, des études se poursuivent à l'international, notamment aux Etats-Unis. Elles portent en particulier sur la manutention et le transfert des déchets depuis la surface jusqu'à la zone de stockage ainsi que sur le scellement des forages après mise en place des déchets.

Table des Matières

TABLE DES ILLUSTRATIONS	4
1 PREAMBULE.....	5
2 INTRODUCTION	5
3 L'ENTREPOSAGE	7
3.1 En quoi cela consiste-t-il ?	7
3.2 Les pistes explorées dans le monde	8
3.3 Etat de l'art et perspectives	10
3.4 Et en France ?	12
4 LA SEPARATION-TRANSMUTATION	13
4.1 En quoi cela consiste-t-il ?	13
4.2 Procédés et stratégies de séparation	16
4.2.1 Les pistes explorées dans le monde	16
4.2.2 Etat de l'art et perspectives	17
4.3 Transmutation en réacteurs nucléaires	18
4.3.1 Les pistes explorées dans le monde	18
4.3.2 Etat de l'art et perspectives	18
4.4 Transmutation en systèmes dédiés	19
4.4.1 Les pistes explorées dans le monde	19
4.4.2 Etat de l'art et perspectives	20
4.5 Autres types de transmutation	21
4.5.1 Les pistes explorées dans le monde	21
4.5.2 Etat de l'art et perspectives	22
4.6 Et en France ?	22
5 LE STOCKAGE EN FORAGES.....	23
5.1 En quoi cela consiste-t-il ?	23
5.2 L'immobilisation de déchets exothermiques dans la roche en fusion	23
5.2.1 Les solutions explorées dans le monde	23
5.2.2 Etat de l'art et perspectives	25
5.2.3 Et en France ?	26
5.3 L'injection de déchets liquides en forages profonds.....	26

5.3.1	Les pistes explorées dans le monde	26
5.3.2	Etat de l'art et perspectives.....	27
5.3.3	Et en France ?.....	27
5.4	Le stockage de déchets solides et conditionnés en forages	28
5.4.1	Les pistes explorées dans le monde	28
5.4.2	Etat de l'art et perspectives.....	29
5.4.3	Et en France ?.....	30
6	LE STOCKAGE DANS LES FONDS MARINS	30
6.1	En quoi cela consiste-t-il ?.....	30
6.2	Les pistes explorées dans le monde	30
6.2.1	Le stockage dans les grands fonds marins.....	30
6.2.2	Le stockage dans les fosses de subduction.....	34
6.3	Etat de l'art et perspectives	36
6.4	Et en France ?.....	37
7	AUTRES ALTERNATIVES	37
7.1	L'envoi de déchets radioactifs dans l'espace	37
7.1.1	En quoi cela consiste-t-il ?	37
7.1.2	Les pistes explorées dans le monde	37
7.1.3	Etat de l'art et perspectives.....	38
7.1.4	Et en France ?.....	38
7.2	L'immobilisation de déchets dans la glace.....	38
7.2.1	En quoi cela consiste-t-il ?	38
7.2.2	Les pistes explorées dans le monde	39
7.2.3	Etat de l'art et perspectives.....	39
7.2.4	Et en France ?.....	40
8	REFERENCES	41

Table des illustrations

Figure 1 : L'installation CLAB en Suède d'entreposage souterrain (environ 30 m de profondeur) de combustibles usés sous eau [11].

Figure 2 : Concept CEA d'entreposage HA et CU (1) en surface, (2) en sub-surface [80].

Figure 3 : Transmutation en provoquant une fission (à gauche) ou par simple capture d'un neutron (à droite) (d'après [29], modifié).

Figure 4 : L'atome.

Figure 5 : Myrrha (SCK•CEN), avec son grand hall pour l'accélérateur LINAC [56].

Figure 6 : Différents types de stockage en forages : 1) le concept DSB (d'après [89], modifié) ; 2) le concept DRD (d'après [92], modifié) ; 3) le dispositif initial du Solidified Waste In Situ Melting Concept (d'après [94], modifié).

Figure 7 : Carotte de granite (2 cm de long) partiellement fondue après 570h à 800 °C (à 2,55% d'humidité). Les flèches indiquent des zones de « verre » (masse fondue rapidement refroidies) [96].

Figure 8 : Le concept de stockage multi-barrières appliqué au stockage en forage (d'après [118], modifié).

Figure 9 : Les deux concepts d'emplacement des déchets dans les sédiments des fonds marins : 1) par pénétrateur ; 2) par forage ([144] d'après Sandia dans le cadre du Subseabed Disposal Program, modifié).

Figure 10 : Sites d'immersion de déchets radioactifs dans le monde et pourcentage de l'activité radiologique totale (85 000 TBq) ([146][147]).

Figure 11 : Campagnes d'immersion de déchets radioactifs dans l'Atlantique Nord-Est - Localisation, date et activité radiologique des déchets immergés ([146]; source [147]). Cercles pointillés : sites utilisés par la France.

Figure 12 : Schéma d'une zone de subduction (Wikipédia, d'après K. D. Schroeder).

Figure 13 : Localisation des principales zones de subduction dans le monde (Wikipédia, d'après Rémi, modifié).

Figure 14 : Illustration des concepts tels qu'envisagés aux États-Unis en 1974 (d'après [140], modifié).

1 PREAMBULE

Le présent document restitue le résultat de la revue bibliographique relative au panorama international des recherches sur les alternatives au stockage géologique des déchets de haute activité (HA) et de moyenne activité à vie longue (MAVL) effectuée par l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN) en réponse à une demande de la Commission nationale du débat public (CNDP) dans le cadre du débat public organisé à l'occasion de l'élaboration de la 5^{ème} édition du Plan national de gestion des matières et déchets radioactifs (PNGMDR 2019-2021).

En cohérence avec cette demande, le présent document n'a pas vocation à proposer une analyse critique des diverses options techniques recensées ni à livrer le point de vue de l'IRSN sur leur pertinence ou leur faisabilité. Il s'efforce de restituer, de manière aussi factuelle et objective que possible, le contexte et les arguments qui ont conduit à les étudier, la nature et les avancées des recherches qui y ont été consacrées et éventuellement les raisons qui ont conduit à les abandonner. Le document fournit ainsi des clefs de compréhension des potentialités de chacune des alternatives recensées.

Plusieurs de ces alternatives ont donné lieu à des avis de la part de l'IRSN qu'il est possible de consulter sur le site internet de l'institut (www.irsn.fr).

Pour compléter ces éléments, le lecteur pourra également se reporter au résultat de la démarche de « clarification des controverses »¹ organisée par la Commission particulière du débat public (CPDP) en amont du débat relatif au PNGMDR (cf. pngmdr.debatpublic.fr).

2 INTRODUCTION

A l'occasion du débat public organisé en amont de l'élaboration de la 5^{ème} édition du Plan national de gestion des matières et déchets radioactifs (PNGMDR 2019-2021), la Présidente de la CNDP a demandé à l'IRSN, par lettre du 15 février 2019 [1] jointe en annexe au présent rapport, deux expertises en vue de compléter l'information du dossier du maître d'ouvrage². Ces expertises portent, d'une part, sur l'entreposage à sec de combustibles nucléaires usés à base d'oxyde d'uranium et de plutonium (MOX) ou à base d'oxyde d'uranium de retraitement enrichi (URE), d'autre part, sur l'état des lieux au niveau international des recherches sur les alternatives au stockage géologique des déchets de HA-MAVL. Le présent rapport constitue la réponse à la seconde partie de la demande de la CNDP. Il présente un panorama international des recherches sur les alternatives au stockage géologique profond des déchets HA-MAVL.

Dans la demande qu'elle a adressée à l'IRSN, la Présidente de la CNDP rappelle que :

« Avec la loi de 2006, la France a décidé de retenir le stockage géologique profond comme solution de référence pour gérer sur le très long terme les déchets radioactifs les plus dangereux (déchets de haute activité et moyenne activité à vie longue ou déchets HA-MAVL). Cette décision est intervenue à l'issue d'un processus d'évaluation de plusieurs options envisageables. Trois axes définis par la loi de 1991 ont été plus précisément explorés :

- *la recherche de solutions permettant la séparation et la transmutation des éléments radioactifs à vie longue présents dans les déchets de haute activité ;*
- *l'étude des possibilités de stockage réversible ou irréversible dans les formations géologiques ;*

¹ La démarche de « clarification des controverses » a été initiée par la CPDP en amont du débat public sur le PNGMDR. Elle vise à apporter au public non spécialiste mais soucieux de disposer d'une bonne information technique les informations permettant de comprendre les différences d'argumentations exprimées par des experts ou des organismes institutionnels, sur des questions relevant de ce plan. Ont participé à cette démarche les établissements, entreprises ou associations suivants : Andra, IRSN, EDF, Orano, CEA, Wise Paris, Global Chance, France Nature Environnement (FNE), la CLI de Cruas.

² La maîtrise d'ouvrage est constituée de la Direction générale de l'énergie et du climat (DGEC), pour le compte du ministère de la Transition écologique et solidaire, et de l'Autorité de sûreté nucléaire (ASN).

- *l'étude de procédés de conditionnement et d'entreposage de longue durée en surface de ces déchets.*

Les résultats obtenus pour ces trois axes et les fondements du choix retenu dans la loi de 2006 sont présentés dans le dossier du maître d'ouvrage pour le débat public sur le plan national de gestion des déchets et des matières radioactives.

Le dossier du maître d'ouvrage rappelle également que le stockage géologique profond présente des enjeux exceptionnels du fait de la durée de son déploiement qui s'étale sur plus d'un siècle et qu'il doit de ce fait être conçu de façon à intégrer les progrès technologiques et à répondre aux attentes de la société civile tout au long de sa vie.

Afin de répondre à ces enjeux, le législateur a instauré un principe de réversibilité du stockage pour une durée d'au moins cent ans. La récupérabilité constitue l'une des formes prévues pour l'application de ce principe. Elle offre aux générations futures la possibilité de revenir sur le choix du stockage géologique profond comme mode de gestion des déchets radioactifs, en permettant de récupérer des colis de déchets déjà stockés et de mettre en œuvre une éventuelle solution alternative. »

La Présidente de la CNDP précise que le panorama des alternatives doit permettre de compléter l'information contenue dans le dossier du maître d'ouvrage en proposant une description sommaire des principales options qui ont pu être explorées dans le passé au niveau international ainsi qu'un état des recherches qui se poursuivent aujourd'hui dans le monde pour mettre au point des solutions de gestion alternatives au stockage géologique profond.

Pour répondre à la demande exprimée par la CNDP, l'IRSN a réalisé une revue bibliographique assez large bien qu'elle ne prétende pas à l'exhaustivité. Les publications produites par l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) et l'Agence pour l'énergie nucléaire de l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE/AEN) constituent l'une des sources d'information importantes exploitées. Les rapports nationaux établis par les pays signataires de la Convention Commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et des déchets radioactifs dans le cadre des revues périodiques organisées sous l'égide de l'AIEA ont été plus particulièrement exploités pour connaître les options de gestion actuellement retenues ou envisagées. Des recherches complémentaires ont été menées pour reconstituer l'historique des réflexions. Les documents publiés par les agences nationales des principaux pays dotés d'une industrie nucléaire ont été pour cela privilégiés. Des publications scientifiques faisant état de recherches académiques mais aussi des publications émanant d'associations non gouvernementales ont également été prises en compte lorsqu'elles permettaient de compléter ou d'élargir le panorama. L'ensemble des sources d'information exploitées sont publiques ; elles sont pour la plupart accessibles directement sur les sites internet des organismes qui les ont produites.

Plusieurs grandes familles d'alternatives sont présentées dans la suite du texte. La première, objet du chapitre 3, concerne l'entreposage des déchets. Différentes variantes y sont évoquées. Toutes peuvent être considérées comme des solutions d'attente nécessitant une intervention humaine. Certaines tendent toutefois à se rapprocher du stockage géologique en intégrant des dispositions de « sûreté passive » (c'est-à-dire ne nécessitant pas d'action humaine) et en cherchant à renforcer le niveau de protection contre les aléas naturels et certaines situations à risque. Le chapitre 4 est consacré aux options de séparation et de transmutation. Il dresse un état synthétique des recherches engagées pour modifier les caractéristiques des déchets et en réduire la nocivité ou la durée de vie. Les chapitres 5 et 6 présentent les options de stockage, respectivement en forages profonds et dans les fonds marins. Le chapitre 7 est consacré aux deux autres options définitives identifiées au travers de l'étude bibliographique : l'envoi des déchets dans l'espace ou leur immobilisation dans les glaces polaires. Le recours aux zones désertiques ou aux volcans a également été évoqué par des scientifiques, notamment en France. En l'absence d'une documentation substantielle venant les étayer, les solutions correspondantes ont toutefois été jugées trop anecdotiques pour mériter un développement spécifique. L'arrêt

de la production de déchets radioactifs, parfois cité au rang des alternatives, n'est pas non plus couvert par le panorama proposé dans la mesure où il ne constitue pas, à proprement parler, une alternative au stockage géologique pour les déchets déjà produits.

Dans chacun des chapitres sont successivement présentés les grands principes, l'historique des recherches menées dans le monde, l'état de l'art actuel incluant, le cas échéant, les recherches en cours et, enfin, les travaux et réflexions plus spécifiquement menés en France en lien avec chacune des options considérées. Bien que le panorama proposé se focalise sur les options de gestion des déchets HA-MAVL et les combustibles usés (CU), dès lors qu'ils sont considérés comme des déchets, la gestion d'autres types de déchets est mentionnée dans certains cas à titre d'illustration.

Le niveau de détail et la richesse des informations peuvent varier significativement d'un chapitre à l'autre. Cette disparité reflète, pour partie, l'inhomogénéité de la documentation rassemblée mais aussi et surtout les degrés de maturité très différents atteints par chacune des alternatives.

3 L'ENTREPOSAGE

3.1 En quoi cela consiste-t-il ?

Dans le vocabulaire spécifique au nucléaire, l'entreposage de déchets radioactifs désigne « *l'opération consistant à placer [des déchets] à titre temporaire dans une installation spécialement aménagée en surface ou en faible profondeur à cet effet* ». Selon cette définition inscrite dans le code de l'environnement³, l'entreposage se distingue du stockage par le fait qu'il constitue **une solution de gestion provisoire** (par opposition au stockage, considéré comme une solution définitive) : à l'issue d'une période donnée, les déchets radioactifs placés dans une installation d'entreposage sont destinés à être repris et l'installation démantelée.

La distinction précédente entre entreposage et stockage induit des différences pratiques dans la manière de concevoir ces deux types d'installations et de définir les exigences qui leur sont applicables en matière de sûreté. Contrairement aux autres solutions évoquées dans le présent rapport, l'entreposage constitue une installation nucléaire « classique ». Sa sûreté repose sur des dispositifs techniques ainsi que sur des dispositions organisationnelles, destinés à maintenir l'installation dans un état sûr, à parer d'éventuels incidents et à maîtriser les conséquences d'accidents. L'entreposage relève ainsi d'un principe dit de « **sûreté active** », c'est-à-dire nécessitant une intervention humaine (maintenance, surveillance) pour garantir son bon fonctionnement alors que le stockage repose sur un dispositif de sûreté passive après sa fermeture. Cette notion de sûreté passive constitue également un attendu pour les solutions alternatives évoquées dans les autres chapitres de ce rapport.

Sur la base des définitions précédentes, l'entreposage ne constitue pas à proprement parler une alternative au stockage géologique en tant que solution de gestion définitive des déchets HA-MAVL, dans la mesure où il renvoie à une intention de reprise des déchets. De nombreux pays ayant retenu le stockage géologique comme la solution de référence pour la gestion de leurs déchets HA-MAVL recourent ainsi à des installations d'entreposage le temps de développer leur projet de stockage. Dans d'autres cas, opter pour l'entreposage peut en revanche délibérément constituer une alternative à la décision de créer un stockage en permettant de renvoyer à plus tard le choix d'une solution définitive. L'entreposage répond alors à la volonté de donner aux générations futures le temps et la possibilité d'opter pour des solutions autres que celles aujourd'hui disponibles.

De nombreuses installations d'entreposage existent, sont en projet ou ont été étudiées dans le monde. Elles sont destinées à accueillir des déchets radioactifs de toutes catégories, sont généralement localisées en surface mais peuvent pour certaines être construites en souterrain. Certaines, qu'il est possible de qualifier de « **classiques** », sont autorisées

³ Article L. 542-1-1 du code de l'environnement.

à fonctionner pour des durées **de l'ordre de quelques dizaines d'années**. Leur sûreté repose sur une maintenance et une surveillance active. La durée de vie et leur degré de robustesse⁴ et de passivité peuvent néanmoins varier en fonction des choix de conception.

La suite du présent chapitre ne vise pas à couvrir la diversité des installations existantes ou étudiées mais aborde plus spécifiquement le cas de celles dont l'objectif est d'étendre la durée d'entreposage au-delà du délai qui serait nécessaire pour développer un stockage géologique. Sont ainsi distingués les entreposages dits « **de longue durée** » (ELD) et les « **entreposages pérennes** ».

L'ELD désigne un entreposage, de surface ou souterrain, dont la durée de vie est supérieure à celle des entreposages classiques et peut atteindre jusqu'à **quelques centaines d'années**.

La notion d'« **entreposage pérenne** » concerne des durées d'entreposage supérieures à quelques centaines d'années. Deux modes peuvent être distingués pour tenter d'atteindre ces durées de vie :

- l'utilisation successive d'installations d'**entreposage classiques**. La construction d'une nouvelle installation et le reconditionnement des déchets sont alors requis avec une fréquence de l'ordre de la centaine d'années ;
- le recours à une **installation** susceptible de demeurer intacte sur de très longues durées, pouvant atteindre des dizaines de milliers d'années. Ce type de structure en surface (ou proche-surface) est parfois appelé « **monolithe** » ou « **mausolée** ». La nécessité d'exercer une activité de maintenance et surveillance conduit à recourir au principe de « tutelle » selon lequel il revient aux générations successives de surveiller et superviser les déchets.

Une dernière variante pouvant s'apparenter à une alternative au stockage consiste en une installation d'entreposage souterraine conçue de manière à être éventuellement **convertie en stockage géologique**. Bien qu'elle relève d'une intention différente, cette solution s'apparente sur le principe à un stockage géologique réversible.

3.2 Les pistes explorées dans le monde

Plusieurs pays tels que le **Royaume-Uni**, la **Suisse** et le **Canada** ont étudié l'ELD en tant qu'option possible de gestion en surface à long terme des déchets de haute activité jusqu'au milieu des années 2000 [2][3][4][5].

Au **Royaume-Uni**, le groupe d'experts auprès des autorités, le *Committee on Radioactive Waste Management* ou CoRWM, a dressé en 2004 une liste d'une quinzaine d'options de gestion des déchets radioactifs [2]. Après application d'une série de critères incluant notamment la faisabilité de la solution, l'impact sur l'environnement, la charge pour les générations futures, la sécurité et la santé, le choix a été restreint à diverses options de stockage (géologique ou en forages) et d'ELD (centralisé ou non, en surface ou en souterrain). Ces différentes options ont ensuite été classées en combinant un jeu de critères supplémentaires qui incluait les attentes de la société civile. A l'issue de ce travail, le CoRWM a proposé de privilégier le stockage géologique pour la gestion à long terme des déchets précités [3].

Dès les années 1970, en **Suisse**, le programme national développé par l'agence suisse en charge de la gestion des déchets, la Nagra, visait la création d'installations de stockage géologique pour tous les types de déchets. En 1997, à l'issue d'un référendum public organisé dans le canton de Nidwald, il est décidé de suspendre le projet de stockage des déchets de faible et de moyenne activité envisagé sur le domaine de Wellenberg. En réponse à cette situation, le canton de Nidwald et le gouvernement fédéral ont mis en place plusieurs groupes de travail. En 1998, les travaux de ces groupes ont abouti, entre autres conclusions, à la recommandation de développer une solution de gestion permettant de combiner les options de stockage géologique promues par les exploitants de centrales nucléaires et le concept de surveillance active d'une installation d'entreposage permanente défendu par des organisations de protection de

⁴ Pour une installation nucléaire, la robustesse désigne la capacité à résister à divers types d'agressions et d'événements.

l'environnement [6]. Le groupe d'experts pour la gestion des déchets radioactifs, EKRA, a été mis en place en juin 1999 pour prendre en charge cette tâche. A l'issue de ses travaux, l'EKRA a recommandé d'écarter les options d'entreposage de longue durée en raison de l'absence de garantie, sur les périodes considérées, de l'intégrité de l'installation et des incertitudes sur les évolutions de la société [4][7].

Au **Canada**, la Société de gestion des déchets nucléaires NWMO a été créée en 2002 en vue d'étudier trois options pour la gestion à long terme du combustible usé, puis de mettre en œuvre l'option finalement retenue : le stockage géologique, l'entreposage sur les sites des réacteurs et l'entreposage centralisé (profond ou en surface). Pour les deux dernières options, la rénovation complète ou le remplacement des installations est considéré nécessaire tous les 100 à 300 ans. Des recherches ainsi que des consultations du public sur ces options ont conduit NWMO à proposer une quatrième option de « gestion adaptative progressive » (GAP). Celle-ci intègre les avantages des trois options initiales en cherchant à éviter leurs inconvénients [5]. Les inconvénients soulignés par NWMO pour les entreposages sont un cycle indéfini d'activités de surveillance, de remplacement et de rénovation et pour le public une absence de décision et un transfert de responsabilité aux générations futures. Le stockage géologique nécessite, de son côté, que des recherches soient poursuivies et est associé dans l'esprit du public aux notions de permanence et d'irréversibilité. La GAP comprend trois phases successives. Au cours d'une première phase d'environ 30 ans, les déchets sont entreposés sur le site des réacteurs et un programme de recherche de site incluant la construction d'un laboratoire souterrain est mis en œuvre afin de décider (ou non) de construire une installation souterraine d'entreposage centralisé à faible profondeur. Pendant la deuxième phase d'entreposage centralisé ou de maintien sur site du combustible usé, envisagée aussi sur une trentaine d'année, il est prévu d'étudier l'opportunité de construire une installation de stockage géologique sur la base des résultats d'analyse du site du laboratoire souterrain. Ce principe de GAP, dont la dernière phase pourrait consister en la réalisation d'un stockage géologique proprement dit, a été accepté par l'autorité de sûreté canadienne CNSC en 2007 [8].

Enfin, il convient de mentionner que la **Finlande** [9] et la **Suède** [10] ont de leur côté examiné les situations (appelées « *zero-option* ») auxquelles pourrait conduire une absence de décision quant à la création d'une installation de stockage géologique. L'enjeu de l'exercice n'était pas d'identifier les causes de telles situations mais d'évaluer les conséquences en termes de sûreté qui en résulteraient pour les installations d'entreposage de combustibles usés existantes, qui deviendraient *de facto* des ELD voire des entreposages pérennes. Les évaluations ont conclu qu'il resterait des possibilités pour opérer ces installations de façon sûre à condition que la maintenance des entreposages soit constamment poursuivie. Concernant plus particulièrement l'entreposage souterrain sous eau d'Oskarshamm en Suède (CLAB : Figure 1), les conclusions indiquent que le maintien des structures et infrastructures jusqu'à 200 ans nécessiterait le renforcement du soutènement de la roche. Ces conclusions retiennent également la possibilité de maintenir l'intégrité du combustible usé sur une longue période à condition qu'il reste sous eau, tout en soulignant qu'il n'apparaît pas possible de s'en assurer au-delà de 100 ans sur la base de l'expérience et la R&D disponibles à ce jour. Enfin, les évaluations ont permis d'établir qu'un abandon de l'entreposage avant 250 ans, période de dégagement de chaleur élevée par les combustibles usés, entraînerait notamment des conséquences importantes pour l'environnement du fait de l'évaporation de l'eau des piscines [10].

Le concept d'installations monolithiques ou « entreposages mausolées » a également été évoqué à la fin des années 1980 [12] en tant qu'alternative au principe du stockage géologique définitif (e.g. [13]). Ces installations s'inspirent notamment des pyramides égyptiennes. Elles sont imaginées comme massives, résistantes aux altérations dues aux phénomènes naturels (hydrométéorologiques en particulier) et à l'intrusion au point de pouvoir demeurer intactes de manière passive pendant des dizaines de milliers d'années. Les déchets y seraient déposés sous une forme limitant le risque de dispersion de leur contenu. Un marquage destiné à avertir du danger les générations futures est également envisagé. Le principe de telles installations a été examiné au **Royaume-Uni**. En 2002, Nirex soulignait que la mise en œuvre de cette solution nécessiterait des recherches, notamment sur un conditionnement des colis leur permettant de

garder leur intégrité sur de très longues durées ainsi que sur l'architecture de telles installations, afin de permettre une surveillance poussée et une récupérabilité des colis qui restent compatibles avec le besoin d'isoler les déchets et de dissuader l'intrusion humaine [14]. Une comparaison par analyse multicritères des avantages et inconvénients de différentes formes d'entreposage et de stockage, a conduit le groupe d'experts auprès des autorités du Royaume-Uni, CoRWM, à recommander l'abandon de l'option d'entreposage monolithique en 2006 [3]. Les recherches documentaires effectuées pour établir le présent panorama suggèrent que ce concept n'est aujourd'hui retenu ou à l'étude dans aucun pays.

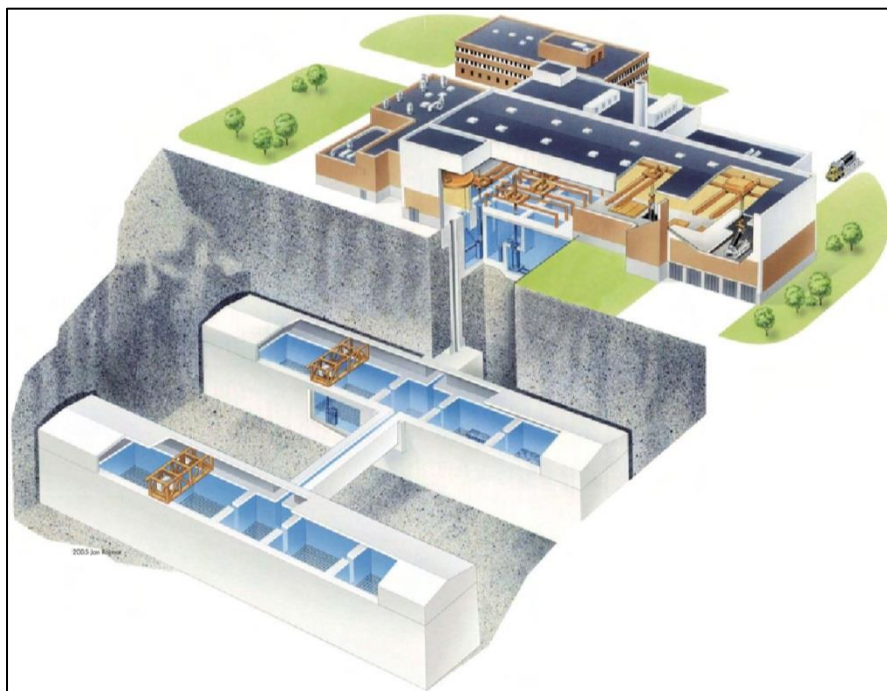


Figure 1 : L'installation CLAB en Suède d'entreposage souterrain (environ 30 m de profondeur) de combustibles usés sous eau [11].

3.3 Etat de l'art et perspectives

Aujourd'hui, sans pour autant exclure l'option d'un stockage géologique, plusieurs pays envisagent de mettre en place un ELD, voire un entreposage pérenne, en attendant de disposer d'une meilleure visibilité sur le futur de l'énergie nucléaire ou sur le développement de techniques de traitement permettant de réduire la nocivité des déchets et de modifier les contraintes associées à leur gestion à long terme :

- les **Pays-Bas**, n'envisagent pas la mise en service d'une installation de stockage en couche géologique profonde avant 2130 [15]. Celle-ci est conditionnée à l'émergence d'un projet régional associant plusieurs pays producteurs de déchets radioactifs ou à la production cumulée d'une quantité de déchets suffisante pour justifier, d'un point de vue économique, la mise en œuvre d'un stockage géologique national. Dans l'attente, la politique de gestion des déchets néerlandaise prévoit l'entreposage en surface de tous les déchets radioactifs dans des structures conçues de manière : i) à résister aux agressions externes les plus extrêmes, ii) à fonctionner de la manière la plus passive possible et iii) à permettre la récupération des colis pendant une période d'au moins cent ans. Les besoins en entreposage à long terme ont été pris en compte dans la conception des installations : les capacités des sites d'entreposage étant dimensionnées pour accueillir la production prévisionnelle de déchets des cent prochaines années [16] ;

- le **Royaume-Uni** a relancé en 2014 un processus de recherche de site pour implanter une ou plusieurs installations de stockage géologique. Celui-ci est fondé sur le principe de la participation volontaire des communautés hôtes potentielles [17]. En 2015, à l'issue d'une consultation publique, le **Pays de Galles** a accepté d'entrer dans ce processus. L'**Écosse** de son côté a choisi d'en rester à l'écart et considère que les déchets doivent être gérés dans des installations proches de la surface, situées aussi près que possible du site où les déchets sont produits. Le programme écossais, établi jusqu'au-delà de 2070, prévoit la construction de générations successives d'installations d'entreposage en proche-surface [18] ;
- l'**Italie** n'envisage pas de stockage géologique pour les déchets de moyenne et haute activité mais recherche actuellement un site pour un entreposage sur le long terme, sans en préciser la durée [19] ;
- aux **États-Unis**, l'entreposage des combustibles usés sur le site du réacteur sur lequel ils sont produits est considéré comme une solution d'attente jusqu'à ce qu'une installation de stockage soit disponible. Le projet de stockage à Yucca Mountain étant suspendu depuis 2010, trois scénarios sont envisagés par l'autorité nucléaire américaine (*Nuclear Regulatory Commission* ou NRC), pour les entreposages existants de combustibles usés dans les piscines sur les sites ou hors des sites des réacteurs (à sec ou sous eau), selon la date de disponibilité d'une telle installation : (i) un entreposage sur une durée dépassant de 60 ans la durée de l'autorisation d'exploitation du réacteur, (ii) un entreposage sur une durée dépassant de 100 ans la durée de l'autorisation d'exploitation du réacteur, (iii) un entreposage sur une période indéterminée, dans l'hypothèse où aucune installation de stockage ne serait mise en service [20]. Pour ces trois scénarios, la NRC évalue la sûreté de ces entreposages et les éventuelles conséquences radiologiques de situations accidentelles. La NRC conclut qu'il est techniquement faisable d'en assurer la sûreté pourvu qu'elles soient continûment gérées selon des exigences réglementaires solides assurant en particulier le maintien des dispositifs de maintenance et de surveillance.

Une conférence internationale sur l'ELD

En juin 2003, l'**AIEA** a organisé à Vienne une conférence portant notamment sur la durabilité et la sûreté de l'ELD de déchets radioactifs (AIEA, 2003). au cours de celle-ci, les experts internationaux ont souligné les points suivants :

- plus la durée d'entreposage est longue, plus les dégradations des structures et des colis seront importantes et donc plus le risque radiologique sera élevé pour les travailleurs qui auront à manipuler les colis lors de leur transfert vers une autre installation d'entreposage ou vers une installation de stockage ;
- les installations d'entreposage sont exposées au risque d'intrusion involontaire ou malveillante si elles ne sont pas protégées en permanence. Actuellement, elles sont généralement placées sur des sites nucléaires (réacteurs, usines de traitement...) et bénéficient des dispositifs de sécurité générales du site, ce qui pourrait ne plus être le cas lorsque les autres installations seront démantelées ;
- la récupérabilité des colis est *a priori* plus facile pour un entreposage en surface (si la maintenance est assurée sur toute la durée de l'entreposage) que pour un stockage profond. Cependant, une installation de stockage profond peut être conçue de manière réversible avec une fermeture progressive par étapes, correspondant à une diminution progressive de la réversibilité ;
- l'ELD requiert un transfert d'information considérable aux générations futures. La sûreté à long terme exige que les sociétés futures soient en mesure d'exercer un contrôle actif et de maintenir un transfert efficace des responsabilités, connaissances et informations de génération en génération. La sûreté de

l'ELD n'est durable que si les sociétés futures peuvent maintenir ces responsabilités, ce qui ne peut pas être garanti perpétuellement.

3.4 Et en France ?

En France, le conditionnement et l'entreposage des déchets de haute activité constituaient un des trois axes définis par la loi de 1991 sur la recherche en matière de gestion des déchets radioactifs (Loi « Bataille », 1991 [22]). Il était alors question soit de renouveler les installations actuelles d'entreposage au terme de leur durée de vie, soit de décider d'emblée de développer des entreposages conçus pour des périodes de plusieurs siècles.

En 2005, le CEA, en charge de la mise en œuvre de cet axe de recherche, remettait un rapport d'étude [23] présentant quatre concepts d'entreposage (Figure 2), en distinguant un concept de surface et un concept de sub-surface (10 à 150 m de profondeur, à flanc de colline) pour les déchets MAVL, un concept pour les déchets HA et un pour les combustibles usés (CU). Ces installations, placées sur un site fictif, étaient supposées en exploitation pendant 300 ans, avec une phase de réception et de mise en entreposage des colis estimée à 50 ans pour les déchets HA et les CU et à 30 ans pour les déchets MAVL, puis une longue phase d'entreposage (surveillance et maintenance), et enfin une phase de déchargement, de durée similaire à celle du chargement.

Concernant l'entreposage de déchets HA et de CU, la conception s'appuie essentiellement sur un colis robuste (conteneur métallique), une ventilation naturelle, assurant la durabilité du colis par son refroidissement et un contrôle de l'humidité qui minimise la corrosion. Le CEA s'est notamment penché sur l'évacuation de la chaleur dégagée en s'appuyant sur son Centre d'expertise sur le conditionnement et l'entreposage des matières radioactives (CECER) de Marcoule, qui a étudié sur maquette le fonctionnement des galeries d'entreposage, la circulation de l'air et l'évacuation par convection de la chaleur. Ces études ont conduit le CEA à écarter le concept d'entreposage en piscine pour les déchets HA et les CU car, avec une surveillance réduite, le risque de perte de la maîtrise technique du refroidissement en piscine sur de très longues durées était trop important. Elles ont conduit à adopter une solution d'entreposage à sec refroidi par convection naturelle dans laquelle les colis seraient empilés dans des puits et la circulation de l'air serait assurée de manière passive par un effet de cheminée. Le CEA concluait qu'il était possible de réaliser une installation d'entreposage de déchets HA et de CU de façon sûre pour des durées séculaires mais que malgré les efforts de conception, la sûreté et la durabilité ne pouvaient s'envisager sans un effort de maintenance requérant une intervention humaine.

Concernant l'entreposage de déchets MAVL, le CEA concluait que grâce à l'ensemble des mesures prises à la construction et à une maintenance préventive en cours de vie, les installations auraient une durée de vie de 300 ans.

Les évaluations des études menées par le CEA [24][25] soulignent que seules des études préliminaires ont été proposées et qu'elles se basent sur un site fictif, ce qui ne permet pas d'identifier d'éventuels bénéfices conférés par la roche encaissante pour les concepts de sub-surface, ou par la localisation du site pour les risques d'inondation ou de chute d'avion par exemple pour les concepts de surface. Ces évaluations ont souligné un certain nombre de problèmes liés au long terme, tels que la ventilation naturelle, la durabilité du béton et la surveillance à long terme des installations, qui ne peuvent être garantis sur des périodes supérieures à quelques centaines d'années et qui reportent de fait la charge de la gestion des déchets sur les générations futures. En outre, le scénario d'un abandon total de l'installation pourrait conduire à des conséquences radiologiques inacceptables pour la population.

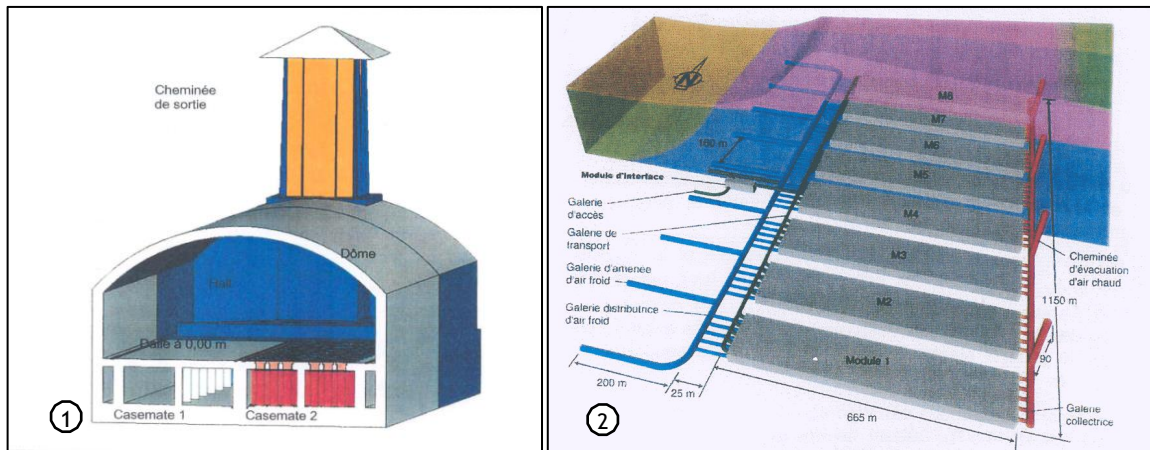


Figure 2 : Concept CEA d'entreposage HA et CU (1) en surface, (2) en sub-surface [80].

En 2006, G. de Marsily, alors membre de la Commission Nationale d'Evaluation (CNE), a publié, en annexe du rapport d'évaluation de la CNE sur les résultats des études relatives aux trois axes de la loi Bataille [24], une réflexion personnelle sur la possible transformation d'un ELD souterrain en stockage. Il suggérait de construire un ELD pour des déchets MAVL directement en profondeur, afin de disposer d'une période séculaire d'observation des déchets et du milieu, de l'ordre de 200 à 300 ans, ceci afin d'acquiescer la conviction que le site est bien adapté au stockage. Dans le cas contraire ou si une option meilleure était trouvée, les déchets pourraient alors être repris.

Dans l'objectif de conserver les possibilités à l'avenir d'éliminer définitivement les déchets, Global Chance [26] et Greenpeace [27] ont proposé un stockage réversible ou un entreposage à sec de combustibles usés, dans des galeries à faible profondeur, par exemple dans le flanc de montagnes granitiques, au besoin sur de longues durées, estimant que ces solutions permettraient de faciliter la surveillance des installations et de garantir la possibilité de retirer ces combustibles dans le cas d'une meilleure solution technique.

La loi du 28 juin 2006 [28] a confié à l'Andra la charge de réaliser ou de faire réaliser, conformément au Plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs (PNGMDR), des recherches et études sur l'entreposage en complément du stockage en couche géologique profonde. Ces recherches et études visent notamment à augmenter la durée de vie des entrepôts de cinquante à une centaine d'années et à disposer d'entrepôts plus modulaires pour anticiper les besoins d'entreposage des déchets préalablement à leur stockage en couche géologique profonde.

4 LA SEPARATION-TRANSMUTATION

4.1 En quoi cela consiste-t-il ?

L'encart « *Radioactivité, réactions nucléaires et combustibles usés* » ci-après rassemble des éléments généraux utiles à la compréhension du présent chapitre consacré aux procédés de séparation et de transmutation.

Lorsqu'elle est développée dans le cadre d'une stratégie de gestion des déchets radioactifs, l'objectif de la **transmutation** est de transformer les radionucléides de période radioactive très longue contenus dans le combustible usé des réacteurs nucléaires en atomes stables ou à vie plus courte. L'idée de la transmutation est alors de faciliter la gestion des déchets radioactifs les plus dangereux à long terme et éventuellement de ne pas avoir recours au stockage géologique.

Bien que d'autres types de transmutation aient été étudiés (cf. chapitre 4.5), le principe de la transmutation consiste généralement à provoquer l'absorption d'un neutron par le noyau d'un radionucléide (phénomène qualifié de **capture neutronique**). Il en résulte une modification de sa masse atomique et de sa période radioactive, ou une **réaction de**

fission du noyau (cf. Figure 3). Les réactions de transmutation peuvent être provoquées dans des réacteurs de puissance à neutrons thermiques ou rapides (cf. chapitre 4.3) ou dans des systèmes dédiés à la transmutation (cf. chapitre 4.4).

La transmutation de radionucléides à vie longue nécessite au préalable leur **séparation** des autres éléments constitutifs du combustible usé (cf. encart « **Séparation, recyclage des matières valorisables et modes de transmutation** » et chapitre 4.2). Les radionucléides séparés sont ensuite convertis en oxyde ou en élément métallique et incorporés dans des combustibles ou des « cibles de transmutation » destinés à être irradiés.

L'intérêt d'appliquer une **stratégie de transmutation** à l'ensemble ou à une partie des radionucléides à vie longue du combustible usé dépend du type de réacteurs nucléaires et du « cycle » du combustible associé, des rendements de transmutation possibles selon les technologies disponibles ainsi que des caractéristiques physiques des radionucléides (mobilité, dangerosité et durée de vie). Les gains espérés pour le stockage géologique consistent en une réduction de l'inventaire et de la nocivité des déchets et en une baisse de leur puissance thermique, permettant d'optimiser son emprise. Ces gains sont à examiner en regard des conséquences découlant notamment de l'émission de neutrons et des dégagements thermiques très élevés associées aux matières à transmuter, lors de leur passage en réacteurs nucléaires, de leur traitement dans les installations du « cycle » du combustible et lors de leurs transports. À ce titre, des études de « scénarios », intégrant des hypothèses d'évolution des installations dans le temps et différentes options de recyclage, sont menées pour évaluer l'intérêt de la mise en œuvre de la transmutation.

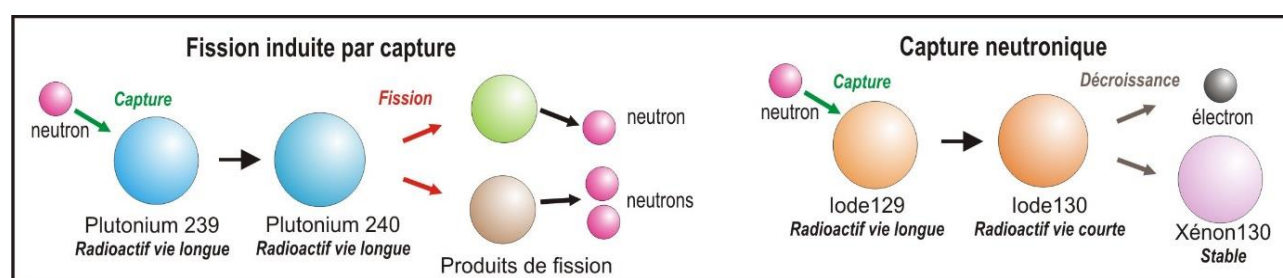
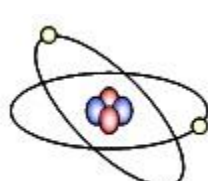


Figure 3 : Transmutation en provoquant une fission (à gauche) ou par simple capture d'un neutron (à droite) (d'après [29], modifié).

Radioactivité, réactions nucléaires et combustibles usés

1) La radioactivité



- proton
- neutron
- électron

Figure 4 : L'atome.

Tout élément de notre Univers, du Soleil à notre corps, qu'il soit solide, liquide ou gazeux, est composé d'atomes. De taille très petite - un dixième de milliardième de millimètre -, les atomes (Figure 4) sont eux-mêmes composés de trois types de particules :

- les **protons**, chargés positivement ;
- les **neutrons**, non chargés (les protons et les neutrons composent le noyau) ;
- les **électrons**, chargés négativement, qui gravitent autour du noyau.

Un atome peut être **stable** ou **instable**. Lorsqu'il est instable, il a naturellement tendance à évoluer vers un état plus stable en émettant un **rayonnement** (émission d'énergie et/ou de particules) ; l'atome est alors appelé radionucléide. Cette réaction est caractérisée par une période radioactive (ou demi-vie) qui est le temps au bout

duquel la moitié des noyaux d'un radionucléide d'un échantillon se désintègrent naturellement. Le rayonnement peut être constitué :

- d'un noyau d'hélium (deux protons et deux neutrons), communément appelé rayonnement **alpha** ;
- d'un électron ou d'un positon, communément appelé rayonnement bêta moins ou **bêta plus** ;
- de photons (ondes composantes la lumière), communément appelés rayonnements **X** et **gamma**.

2) Les réactions nucléaires

La **fission** est l'éclatement d'un atome lourd en atomes plus légers (appelés produits de fission) suite à une interaction entre un atome et un neutron par exemple. Cette réaction est accompagnée d'une émission de neutrons et de photons et conduit à la libération d'énergie.

La **fusion** consiste à rapprocher deux atomes d'hydrogène (deutérium⁵ et tritium⁶) à des températures de plusieurs millions de degrés, comme au cœur des étoiles. La réaction de fusion entre ces noyaux légers conduit à l'émission d'un atome d'hélium (rayonnement alpha) et d'un neutron ainsi qu'à la libération d'énergie.

La **transmutation** nucléaire consiste en la transformation d'un atome en un autre par une modification de son noyau. La désintégration naturelle des éléments radioactifs ainsi que les réactions de fission et de fusion nucléaire sont des exemples de transmutation.

3) Le combustible utilisé des réacteurs nucléaires

Après passage en réacteur, le combustible nucléaire utilisé contient de l'uranium et du plutonium considérés comme valorisables dans l'industrie électronucléaire, mais également des **produits de fission** et des **actinides mineurs**⁷ (essentiellement de l'américium 241 et 243, du curium 244 et 245 et du neptunium 237). Par ailleurs, les structures des assemblages combustibles utilisés renferment des éléments radioactifs **produits par activation** d'impuretés (surtout du chlore 36, du calcium 41 et du carbone 14).

La majeure partie des produits de fission ont une période radioactive inférieure à 30 ans et seule une faible fraction correspond à des radionucléides de périodes radioactives très longues (notamment le technétium 99, l'iode 129 et le césium 135). Les actinides mineurs ont des périodes radioactives très longues (de plusieurs milliers à des millions voire des milliards d'années).

S'agissant de la gestion des combustibles usés, deux grandes stratégies se distinguent au niveau international :

- la première considère le combustible usé comme un déchet, elle est dite **stratégie de « cycle ouvert »** ;
- la seconde consiste à traiter le combustible usé puis à recycler des matières (U, Pu, Th) dans de nouveaux combustibles, elle est dite **stratégie de « cycle fermé »**. Il existe de plusieurs types de « cycle » fermé, se différenciant notamment par les matières recyclées et le nombre de recyclages des matières effectués (mono-recyclage ou multi-recyclage).

La gestion du « cycle du combustible » mise en œuvre en France est qualifiée de « cycle fermé ». Les détails de sa mise en œuvre sont présentés dans le rapport publié en juillet 2018 par le Haut Comité pour la Transparence et l'Information sur la Sécurité Nucléaire (HCTISN) [30].

⁵ Un atome de deutérium est un isotope de l'hydrogène avec un neutron.

⁶ Un atome de tritium est un isotope de l'hydrogène avec deux neutrons.

⁷ Les actinides constituent une famille du tableau périodique des éléments. Ce sont des métaux lourds, radioactifs et fissiles. L'uranium et le thorium sont les actinides les plus abondants sur Terre. Dans un réacteur nucléaire, d'autres actinides sont formés par captures de neutrons. Le plutonium est le principal ; les autres sont appelés « actinides mineurs ».

4.2 Procédés et stratégies de séparation

4.2.1 Les pistes explorées dans le monde

En fonction des caractéristiques des combustibles usés, deux grandes voies de traitement peuvent être mises en œuvre pour séparer les éléments à transmuter (cf. encart « *Séparation, recyclage des matières valorisables et modes de transmutation* ») : les procédés hydrométallurgiques et les procédés pyrochimiques.

Séparation, recyclage des matières valorisables et modes de transmutation

Dans les pays ayant choisi un « cycle » du combustible « fermé », l'uranium et le plutonium des combustibles usés sont **séparés** des produits de fission et des autres actinides en vue de leur **recyclage**. Moyennant certaines adaptations, le parc de réacteurs et les procédés de séparation dont ils disposent peuvent alors constituer les bases d'une première stratégie de transmutation. Celle-ci peut être complétée par le développement de nouveaux procédés de séparation et le déploiement de nouveaux réacteurs au sein d'un parc spécifiquement adapté à l'objectif de transmutation des déchets.

Deux modes de transmutation, conditionnant notamment le choix des procédés de séparation, sont envisageables :

- un mode dit « homogène » : les radionucléides à transmuter sont incorporés, à hauteur de quelques pourcent, dans tout le combustible du réacteur ou du système dédié ;
- un mode dit « hétérogène » : les radionucléides à transmuter sont introduits, à des teneurs importantes (de l'ordre de 10 à 20 %), dans des éléments supports qui diffèrent du combustible « standard » du réacteur ou du système dédié.

Procédés hydrométallurgiques

Les procédés dits hydrométallurgiques consistent à séparer et purifier les matières d'intérêt du combustible usé en passant par une étape de solubilisation puis une d'extraction en phase liquide au moyen d'une molécule « extractante » adaptée (ou solvant). Ces procédés ont fait l'objet de nombreux développements à l'international. Par exemple, le procédé PUREX (*Plutonium and Uranium Refining by Extraction*), développé depuis 1947 aux **États-Unis**, permet la récupération et la purification du plutonium et de l'uranium contenus dans les combustibles usés provenant principalement des réacteurs à eau légère.

Si la séparation conjointe de l'uranium, du plutonium et du neptunium est déjà possible en adaptant le procédé PUREX, la récupération de l'américium et du curium est quasi impossible avec le solvant (TBP) utilisé dans ce procédé. Des procédés innovants mettant en jeu des extractants sélectifs des actinides mineurs ont été développés depuis plus d'une vingtaine d'années en **Europe**, au **Japon** et aux **États-Unis** (procédés TRUEX, TALSPEAK). Ils sont destinés à être utilisés en aval du procédé PUREX et visent à récupérer la quasi-intégralité de l'américium et du curium. Ces procédés ont fait l'objet de tests à l'échelle du laboratoire. De nouveaux extractants encore plus sélectifs ont fait l'objet d'études au **Japon**, en **France** et plus généralement en **Europe** (projets ACSEPT [31], SACSESS, GENIORS). Le **Japon** développe également un procédé à plusieurs étapes pour ne récupérer que l'américium (procédé SELECT).

Pour les produits de fission, les principaux radionucléides pour lesquels une stratégie de transmutation a été envisagée sont des isotopes du technétium, de l'iode et du césium. Ils contribuent en effet de façon significative à l'impact dosimétrique estimé pour un stockage géologique du fait de leurs très grandes périodes radioactives, de leur mobilité dans l'environnement et de leur radiotoxicité. Les recherches conduites ont montré que le procédé PUREX permet de séparer presque intégralement les deux premiers éléments. D'autres procédés ont été développés et testés, notamment en France et aux États-Unis, pour extraire le césium [32].

Procédés pyrochimiques

La pyrochimie englobe l'ensemble des opérations mettant en jeu des réactions chimiques à haute température (entre 500 °C et 1 000 °C). Elle se caractérise par l'utilisation de solvants non aqueux, comme les gaz, les sels fondus ou les métaux liquides, et le recours à des techniques séparatives très diverses (électrochimie, précipitation, distillation...). Ces procédés sont particulièrement bien adaptés à la mise en solution de combustibles difficilement solubles en milieu aqueux, tels que les combustibles métalliques.

Des techniques pyrochimiques appliquées au nucléaire ont été développées aux États-Unis dans les années 1930 pour obtenir de l'uranium métallique et ont ensuite fait l'objet d'études importantes. Ainsi, l'application des procédés pyrochimiques au traitement des combustibles usés est étudiée depuis les années 1960, principalement dans le cadre du développement de la filière des réacteurs à neutrons rapides, en particulier aux **États-Unis**, en **Russie** et en **France**.

Deux procédés, développés à l'échelle pilote, peuvent être cités : le **traitement par voie électrolytique** de combustibles MOX⁸ (procédé « Dimitrovgrad » ou DDP) et le **traitement par électroraffinage** de combustibles métalliques U-Zr (dans le contexte du concept « Integral Fast Reactor » ou IFR).

Fabrication des cibles ou combustibles porteurs d'actinides mineurs

Une fois séparés, les actinides doivent être convertis en une forme chimique adaptée à la fabrication des cibles ou combustibles (oxyde mixte le plus souvent) qui serviront à la transmutation. Pour cela, une coprécipitation et la conversion de l'ensemble ou d'une partie des actinides sont nécessaires. La coprécipitation « oxalique » est actuellement retenue comme référence dans les études. D'autres alternatives sont également étudiées au niveau international (cogélification, codénitration...).

A l'issue de ces étapes, il est nécessaire de fabriquer le combustible ou des cibles pour la transmutation. Cette étape clé comprend les opérations d'élaboration et de mise en forme du composé fissile (broyage des poudres d'oxyde d'actinides, pressage des poudres et frittage des pastilles obtenues) et de fermeture des éléments combustibles.

Ces opérations font l'objet de nombreuses études visant notamment à adapter les procédés aux contraintes particulières que constituent les puissances thermiques et les émissions de neutrons élevées imputables aux actinides. Ces contraintes induisent en particulier des exigences fortes sur le plan de la radioprotection.

4.2.2 Etat de l'art et perspectives

Les **procédés hydrométallurgiques** bénéficient d'un important retour d'expérience industriel, le procédé PUREX étant celui retenu dans toutes les usines de traitement du combustible usé dans le monde. Dans les études réalisées, ils sont ainsi choisis en priorité pour isoler les actinides mineurs et éventuellement les produits de fission en vue de leur transmutation. Les recherches en cours ont pour objectif la définition de nouvelles molécules extractantes plus sélectives, performantes en capacité de charge et robustes à l'irradiation.

Les **procédés pyrochimiques** présentent un intérêt potentiel pour le traitement de combustibles usés de futurs réacteurs (type rapide), très fortement irradiants. Les dernières études américaines sur le concept IFR ont conduit de nombreux pays (Japon, Corée du Sud, Inde, France...) à réévaluer les potentialités de ces procédés pour le traitement de combustibles futurs (métallique, oxyde, nitrure ou sel fondu) ou de cibles de transmutation.

Fabrication des cibles ou combustibles porteurs d'actinides mineurs

Des pastilles de combustibles incluant des actinides mineurs ont déjà été fabriquées en France pour des expériences d'irradiation dans le réacteur PHENIX (programmes FUTURIX, EUROTRANS, COPIX...).

⁸ Mélange d'oxyde de plutonium et d'oxyde d'uranium, composé par recyclage d'uranium et de plutonium présents dans du combustible irradié.

Néanmoins, les émissions en rayonnements alpha et neutrons des actinides mineurs, en particulier l'américium et le curium, constituent une contrainte importante pour la fabrication de cibles et de combustibles à partir de composés d'actinides. Ces intenses émissions alpha provoquent notamment la production d'hélium et l'endommagement de la matrice dans laquelle les actinides doivent être placés avant de pouvoir être transmutés. De nombreuses recherches sont menées pour évaluer l'importance de ces dégradations.

L'intensité du rayonnement alpha des matières manipulées constitue également une contrainte importante en matière de radioprotection. Cette contrainte nécessite de limiter au maximum la production de poussières contaminantes et irradiantes. C'est l'objet d'études menées actuellement, notamment en France et en Europe (projet ASGARD, GENIORS...), pour simplifier et optimiser les procédés de fabrication des combustibles. L'un des principaux enjeux des recherches actuelles est de qualifier ces procédés à une échelle industrielle, ce qui nécessite la disponibilité d'installations pilotes et de capacités expérimentales d'irradiation.

4.3 Transmutation en réacteurs nucléaires

4.3.1 Les pistes explorées dans le monde

Outils de transmutation

La transmutation dans les réacteurs nucléaires, à neutrons thermiques ou rapides, des radionucléides à vie longue (actinides mineurs, produits de fission et produits d'activation) a fait l'objet de nombreuses études.

Si les réacteurs à neutrons thermiques constituent la quasi-totalité du parc de réacteurs installés dans le monde, la filière des réacteurs à neutrons rapides est une voie privilégiée dans les études réalisées pour la transmutation des actinides mineurs. Les neutrons rapides favorisent en effet les réactions de fission de ces actinides mineurs alors que les neutrons thermiques favorisent les réactions de captures neutroniques. Ainsi, soumis à un flux de neutrons thermiques, les actinides mineurs peuvent conduire à la formation d'autres actinides mineurs de masse atomique plus élevée, plus radiotoxiques ou avec une période de décroissance est plus longue, dont la gestion en tant que déchets n'est pas simplifiée par rapport aux actinides mineurs d'origine.

Par ailleurs, dans les conditions standards d'irradiation en réacteurs (qu'ils soient à neutrons thermiques ou rapides), l'ensemble des éléments ciblés ne transmutent pas en un seul cycle d'irradiation. Il est donc nécessaire de procéder à plusieurs opérations de séparation - transmutation, chacune durant au moins plusieurs dizaines d'années, pour s'approcher d'un taux de fission de 100 %.

Le parc de RNR dans le monde est actuellement limité à 4 réacteurs, situés en **Russie** (BN600 et BN800 à Beloïarsk), en **Chine** (réacteur expérimental CEFR) et en **Inde** (FBTR à Kalpakkam). Deux autres sont en construction en Chine (CDFR-600 à Xiapu [33] [34]) et en Inde (PBFR aussi à Kalpakkam [35]). Une quinzaine d'autres RNR ont été exploités en **France** (Phénix et SuperPhénix), aux **États-Unis** (EBR-I et EBR-II ; e.g. [36][37]), au **Royaume-Uni** (Dounreay PFR ; e.g. [38]), au **Japon** (Joyo et Monju ; e.g. [39][40]) et au Kazakhstan (BN-350 [41]) mais sont aujourd'hui arrêtés. Différentes technologies de RNR ont été étudiées ou sont en cours d'étude, notamment dans le cadre du Forum international génération IV (GIF [42] ; voir [43]). Il s'agit de réacteurs refroidis au sodium mais aussi au plomb (projet BREST [44]) en Russie, au plomb-bismuth [45], au gaz (voir [46]) ou de réacteurs à sels fondus (projet SAMOFAR [47]; projet MOSART [48]).

Les captures neutroniques des produits de fission génèrent en général un corps stable. Ils pourraient par conséquent être transmutés dans les **réacteurs à neutrons thermiques** installés.

4.3.2 Etat de l'art et perspectives

Outils de transmutation

Le rendement potentiel de la transmutation des actinides mineurs dans les réacteurs à neutrons thermiques du parc mondial actuel est limité (cf. chapitre 4.3.1). En revanche, des rendements significatifs peuvent être obtenus dans les RNR.

Pour les produits d'activation (chlore 36 et calcium 41), la réduction de la teneur des impuretés dans les matériaux neufs est à privilégier. En outre, la transmutation de ces radionucléides présente peu d'intérêt du fait notamment de leur présence en quantités limitées dans les déchets.

La transmutation des produits de fission à vie longue (essentiellement l'iode, le technétium et le césium), si elle est théoriquement possible, soulève des difficultés de mise en œuvre à une échelle industrielle qui ne sont pas résolues à ce jour. Elle reste une question en suspens au niveau international [49] :

- à ce stade, les composés connus de l'iode 129, non stables thermiquement et chimiquement sous irradiation, soulèvent des questions de sûreté pour les réacteurs, du fait notamment de la corrosion des combustibles qu'ils provoquent. Les vitesses de transmutation sont par ailleurs faibles (quelques dizaines d'années pour transmuter la moitié de la masse initiale). Quelques études se poursuivent toutefois au niveau international (cf. programme international EFTTRA [50]) ;
- la transmutation du technétium 99 pourrait théoriquement être mise en œuvre en réacteur à neutrons thermiques. Néanmoins, les rendements de transmutation restent faibles pour ce radionucléide. Pour atteindre une réduction significative des inventaires (par exemple un facteur 10), plusieurs cycles sont nécessaires, ce qui implique le déploiement du processus sur des durées séculaires. Par ailleurs, il serait nécessaire d'améliorer le rendement du procédé de séparation du technétium. Compte tenu de ces difficultés, peu d'équipes ou de pays poursuivent des études pour la transmutation de cet élément.
- enfin, la transmutation du césium 135 serait difficile à mettre en œuvre, car elle nécessiterait au préalable une opération complexe de séparation isotopique avec son isotope stable, le césium 133. Très peu d'études sont poursuivies sur la transmutation de cet élément [32].

4.4 Transmutation en systèmes dédiés

4.4.1 Les pistes explorées dans le monde

L'idée de coupler un accélérateur de particules à un réacteur nucléaire sous-critique¹⁰ dédié à la transmutation des déchets nucléaires est le fruit des recherches des équipes de K. Furukawa [51], de C.D. Bowman [52] et enfin de C. Rubbia (e.g. [53]). Le système correspondant est dénommé ADS (pour *Accelerator Driven System*). Le **CERN** a mis en œuvre deux expériences pour étudier ce système :

- FEAT (First Energy Amplifier Test, 1995 [54]), qui consistait à montrer que ce système était capable de produire plus d'énergie qu'il n'en consommait ;
- TARC (Transmutation by Adiabatic Résonance Crossing, 1996 [55]) qui consistait à montrer qu'il était apte à la transmutation de certains déchets nucléaires.

A l'échelle internationale, l'effort a porté sur le développement d'un réacteur expérimental dans le cadre du projet européen EUROTRANS, avec l'objectif de démontrer la faisabilité technique de la transmutation dans un tel système. Le projet MYRRHA (« *Multi-purpose hYbrid Research Reactor for High-tech Applications* »), développé en Belgique, est

⁹ Le technétium Tc-99, produit de fission à vie longue (période de 210 000 ans) se transforme, par capture d'un neutron, en Tc-100, de période radioactive courte (15,8 secondes). Par désintégration radioactive, ce dernier se transforme en l'isotope du ruthénium Ru-100 qui est stable.

¹⁰ Un réacteur est dit sous-critique lorsque les réactions de fissions qui s'y produisent génèrent des neutrons en quantité insuffisante pour maintenir la réaction en chaîne par lui-même. Il doit être alimenté en neutrons par une source externe.

aujourd'hui le plus avancé en Europe (voir le site internet de MYRRHA [56] et la Figure 5). Le projet réacteur de MYRRHA repose sur un accélérateur qui, en projetant des protons sur une cible (cible de spallation¹¹ liquide plomb-bismuth), génère des neutrons rapides, qui entretiendront les réactions de fission dans le réacteur. Le réacteur, sous-critique, est refroidi par un alliage de plomb-bismuth.



Figure 5 : Myrrha (SCK•CEN), avec son grand hall pour l'accélérateur LINAC [56].

D'autres projets destinés à étudier ce système de transmutation sont actuellement en cours dans le monde, en particulier :

- en **Chine**, le projet CiADS (China initiative Accelerator Driven System) porte sur un ADS avec un RNR-Pb [34] ;
- en **Corée du Sud**, un programme de transmutation des actinides mineurs par ADS est développé par l'Institut Nutreck (Nuclear Transmutation Energy Research Center of Korea) et l'Université nationale de Séoul (SNU) ;
- en **Inde**, des études de conception sont en cours pour réaliser un réacteur au thorium et à l'uranium naturel, alimenté par accélérateur (ADS).

4.4.2 Etat de l'art et perspectives

Dans les études précitées, la technologie de référence pour la partie accélérateur du système ADS est un accélérateur **linéaire supraconducteur à fonctionnement continu** (LINAC). Les programmes menés au cours des dernières décennies ont conduit à des innovations et progrès significatifs sur le plan expérimental ; la faisabilité d'un système complet à l'échelle industrielle reste cependant à établir. Des recherches se poursuivent sur la base notamment des expérimentations développées pour le projet de démonstrateur MYRRHA. Elles concernent le contrôle de la réactivité pendant le fonctionnement du système, la tenue des matériaux sous fort flux de neutrons de haute énergie et le développement de combustibles inertes contenant de fortes teneurs en actinides mineurs. Par ailleurs, les études de scénarios simulant l'utilisation de systèmes ADS en complément d'un parc de réacteurs électronucléaire (scénarios dits « double strate ») montrent que pour stabiliser les inventaires de plutonium et actinides, il est nécessaire de procéder à un multi-recyclage des actinides mineurs dans les ADS et du plutonium dans les réacteurs du parc. Même dans cette

¹¹ La spallation est une réaction nucléaire à haute énergie dans laquelle un noyau-cible, frappé par une particule incidente (neutron, proton...) ou une onde électromagnétique de grande énergie, émet un jet de particules plus légères. Une réaction de fission est possible si la cible de spallation est entourée d'un assemblage de combustible nucléaire, tel que des isotopes fissiles d'uranium ou de plutonium (voir Figure 3) ou du thorium 232, pouvant produire de l'uranium 233.

hypothèse, une quantité importante d'actinides mineurs est en permanence présente dans les installations nécessaires au « cycle » des systèmes ADS.

Une technologie alternative au LINAC repose sur un concept d'accélérateur de particules à base de plasma généré à l'aide de laser¹², dénommé *Laser Wakefield Acceleration* (LWFA) [57]. Ce concept est fondé sur la **technique laser appelée « amplification par dérive de fréquence »** ou CPA (*Chirped Pulse Amplification*)¹³ qui a valu le prix Nobel de physique 2018 à Gérard Mourou et Donna Strickland [58]. La conception du LWFA, rendu plus compact et moins coûteux par de multiples programmes à l'international (e.g. [59]), pourrait aboutir à la réalisation d'accélérateurs extrêmement puissants et de dimensions réduites. Récemment, les équipes travaillant en collaboration avec Gérard Mourou (e.g. [60][61]) ont proposé d'exploiter cette technologie laser pour accélérer des ions deutérium destinés à provoquer une réaction de fusion (cf. encart « **Radioactivité, réactions nucléaires et combustibles usés**» ci-avant). Les neutrons¹⁴ produits par fusion serviraient alors à alimenter un réacteur à sels fondus contenant des éléments à transmuter par fission.

4.5 Autres types de transmutation

4.5.1 Les pistes explorées dans le monde

Transmutation biologique

La théorie sur les **transmutations biologiques** a notamment été développée par le français C.L. Kervran dans les années 1960-1970 (e.g. [62]). Elle repose sur l'observation, lors de la nutrition minérale des végétaux et des animaux, de la transformation d'éléments, tels que le potassium ou le magnésium, en calcium, (respectivement par incorporation d'un noyau d'oxygène et par incorporation d'un proton). Une telle transformation serait rendue possible par la présence d'enzymes activées par une algue fossilisée. Cette théorie est contestée par divers auteurs [63][64][65][66] : les « transmutations » observées seraient issues d'interprétations erronées de bilans minéraux non nuls ou de faibles écarts statistiquement non significatifs.

Récemment, des publications ont à nouveau tenté de montrer l'existence de transmutations biologiques, en reprenant la documentation de Kervran [67][68][69].

Fusion froide

Les chercheurs britanniques M. Fleischmann et S. Pons ont annoncé en 1989 par la presse [70] qu'une expérience¹⁵ réalisée à température et pression ambiantes aurait provoqué un dégagement de chaleur disproportionné à la quantité d'énergie électrique reçue, appelée « **fusion nucléaire froide** ». Des éléments préliminaires de cette expérience ont été publiés dans une « *Preliminary note* » [71] ; la version complète, promise par ces chercheurs dans la revue *Nature* n'est jamais parue. Des chercheurs de plusieurs laboratoires, tels que ceux du *Department of Energy* (DOE) des États-

¹² L'idée de Tajima & Dawson [57] était qu'un laser de puissance très élevée pourrait générer une onde de plasma pouvant accélérer des électrons jusqu'à une énergie de 1 GeV sur une distance de 1 cm. Aujourd'hui, au Lawrence Berkeley National Laboratory (Californie), un laser petawatt accélère des électrons jusqu'à 4,2 GeV sur une distance de 9 cm.

¹³ Proposée en 1985 comme fondement de la thèse de Donna Strickland [58], la technologie CPA rallonge temporellement (ou module) les impulsions lasers pour en réduire la puissance de crête, puis les amplifie avant de finir par les compresser, augmentant ainsi leur intensité. Il devient possible de construire des systèmes de lasers à impulsions ultra-courtes de puissance élevée. De surcroît, leur encombrement est faible et leur utilisation simple. Cette technique est appliquée aux lasers haute puissance actuels et est employée dans le monde entier, notamment dans les domaines de la chirurgie oculaire et du micro-usinage.

¹⁴ Les neutrons seraient générés par l'irradiation laser d'une feuille d'épaisseur nanométrique de deutérium, les atomes de deutérium seraient accélérés pour interagir avec une cible de tritium solide ou gazeuse. La fusion d'un atome de deutérium et d'un atome de tritium s'accompagne de l'émission d'un neutron.

¹⁵ L'expérience décrite par Pons et Fleischmann consiste à faire l'électrolyse de l'eau lourde (D₂O) avec une électrode négative de palladium, une électrode positive de platine et un sel de lithium (LiOD) comme électrolyte. Ils disent avoir ainsi observé une production de chaleur supérieure à celle normalement due à l'énergie électrique apportée au système, qu'ils attribuèrent à la fusion des noyaux de deutérium (D), qui seraient selon eux regroupés dans l'électrode de palladium (source : www.vulgarisation-scientifique.com/wiki/Pages/Que_sont_la_fusion_froide_et_les_LENr).

Unis [72], ont tenté de reproduire sans succès les résultats obtenus par Pons et Fleischmann. L'appareillage utilisé pour les besoins de leur expérience semble par ailleurs ne pas présenter les traces attendues d'une réaction de fusion nucléaire. En octobre 1989, le DOE a donc conclu qu'il n'existait aucune preuve de la fusion froide [72]. Cette théorie a cependant continué à être défendue dans le milieu des années 1990, plus souvent sous le terme de « réaction nucléaire à basse énergie » (ou LENR, pour « *Low-Energy Nuclear Reactions* ») pour désigner une production de chaleur causée par un processus inconnu, se déroulant à l'échelle atomique et ne s'accompagnant pas de radiations ionisantes.

Transmutation directe par laser

La fission nucléaire par impulsions laser dans le visible (ou photofission) directement appliquée sur des sources à transmuter a été expérimentée sur de l'uranium, utilisant la technique CPA (chapitre 4.4.2) par le *Rutherford Appleton Laboratory* (RAL, **Royaume-Uni** [73][74]) avec un laser petawatt VULCAN, et par le *Lawrence Livermore National Laboratory* (LLNL, **États-Unis** [75][76][77]) avec le laser NOVA.

En 2003, la fission par laser d'uranium 238 et de thorium 232 a été réalisée par une équipe **allemande** [78], avec un laser Jena. La même année, une équipe **britannique** [79] a utilisé un laser VULCAN avec une cible en or pour transmuter de l'iode 129 radioactif à vie longue en iode 128 (voir Figure 3).

4.5.2 Etat de l'art et perspectives

À la connaissance de l'IRSN, les recherches mentionnées précédemment ne font pas l'objet de développements particuliers dans le cadre de programmes nationaux de gestion des déchets HA-MAVL.

4.6 Et en France ?

La France a été un des principaux contributeurs aux avancées sur la séparation et la transmutation [80] dans le cadre de l'application de la loi Bataille de 1991 [22].

En particulier, le CEA a développé un certain nombre de procédés de séparation des actinides (COEX™, DIAMEX-SANEX, GANEX ou EXAm).

Les recherches menées par le CEA, dans le cadre de la loi déchets de 2006 [28] en particulier, ont permis de valider à l'échelle du laboratoire, sur combustibles réels, les procédés développés pour la récupération des actinides mineurs, de préparer les irradiations expérimentales en support aux divers concepts de transmutation envisagés et de préciser les conditions de mise en œuvre industrielle des diverses options [81]. Compte tenu des difficultés très significatives associées au recyclage du curium, les recherches menées depuis 2012 au CEA concernent uniquement la séparation et la transmutation de l'américium seul [82], les recherches sur les autres actinides étant néanmoins étudiées dans un cadre européen.

Les RNR-Na sont considérés comme la filière de référence en France, notamment en raison du fort retour d'expérience de la communauté internationale sur cette technologie. Les recherches en vue d'une mise en œuvre industrielle sont prises en charge par le CEA, autour du projet Astrid [83].

L'éventuel déploiement industriel d'une option de transmutation est envisagé dans le cadre d'un parc nucléaire futur comportant des réacteurs à neutrons rapides adaptés à la transmutation des actinides mineurs, ou dans des systèmes dédiés.

5 LE STOCKAGE EN FORAGES

5.1 En quoi cela consiste-t-il ?

Le stockage en forages consiste à placer les déchets dans des **ouvrages verticaux creusés dans la roche** dans l'objectif de les isoler des phénomènes naturels de surface, de réduire les possibilités de mise en contact avec l'homme en réduisant leur accessibilité et enfin de prévenir la dispersion de leur contenu dans l'environnement. Au travers de ces objectifs et parce qu'elle met à contribution le milieu géologique, cette option s'apparente beaucoup à l'option de stockage en couche géologique profonde. Elle s'en distingue cependant par certaines spécificités importantes. Alors que le stockage géologique repose sur le creusement d'une installation souterraine dans laquelle les déchets sont acheminés puis mis en place dans des alvéoles spécialement conçues et aménagées, toutes les opérations de stockage en forages sont réalisées **à partir de la surface**, depuis le creusement et la manutention des colis jusqu'aux opérations de fermeture. Pour un même type de déchets (HA ou MAVL), la profondeur visée pour certains concepts de stockage en forage peut être par ailleurs bien supérieure à celle d'un stockage géologique.

Trois types de stockage en forages peuvent être mentionnés selon la typologie des déchets :

- **l'immobilisation de déchets exothermiques**¹⁶ (tels que des déchets vitrifiés ou les combustibles usés) **dans une gangue vitreuse résultant de la fusion de la roche encaissante**. Pour déclencher le phénomène de fusion, les déchets doivent être placés dans une roche dissipant peu la chaleur et dont la température de fusion est suffisamment basse ; c'est le cas en particulier des roches granitiques. La température augmentant naturellement avec la profondeur, le recours à des forages de grande profondeur peut constituer un élément favorable ;
- **l'injection de déchets liquides directement dans la roche**. Dans ce cas, la roche, localisée à plusieurs centaines de mètres de profondeur, est choisie pour son aptitude à l'injection (caractérisée notamment par sa porosité) ainsi que pour ses caractéristiques hydrogéologiques, l'objectif étant qu'elles permettent de limiter les transferts horizontaux et verticaux ;
- **l'empilement de colis de déchets solides dans un forage**. Dans ce cas, les déchets sont placés à une profondeur qui dépend notamment de leur nature, puis le forage est scellé.

5.2 L'immobilisation de déchets exothermiques dans la roche en fusion

5.2.1 Les solutions explorées dans le monde

Les pistes explorées dans le monde consistent à placer les déchets dans des cavités ou des forages réalisés dans des roches magmatiques¹⁷ de telle sorte que la chaleur qu'ils génèrent entraîne la fusion des matériaux qui les entourent. Dans certains concepts, les déchets sont placés dans une capsule destinée à conserver son intégrité alors que la roche qui les entoure entre en fusion et constituera une gangue de protection lors de son refroidissement. Dans d'autres concepts, les déchets ont vocation à se mélanger à la roche et peuvent pour cela être injectés sous une forme liquide. L'objectif est que, lors du refroidissement, l'ensemble forme une masse vitreuse qui incorpore les radionucléides, potentiellement dans un plus grand volume qu'initialement (donc de plus faible activité massique). La plupart des concepts de ce type ont été explorés aux **États-Unis**. On peut citer en particulier (cf. [84]) :

¹⁶ Exothermicité : dégagement de chaleur par les déchets en raison de leur radioactivité (énergie libérée lors des désintégrations radioactives).

¹⁷ Les roches magmatiques (granite, basaltes) résultent de la cristallisation d'un magma. Le granite entre en fusion à partir de 900°C et les basaltes à partir de 1200°C.

- le **concept DUMP** (Deep Underground Melt Process), développé par le *Lawrence Livermore National Laboratory* dans les années 1970 [85][86][87]. Ce projet consistait à introduire des déchets exothermiques au sein d'une cavité réalisée depuis un forage, soit à l'aide d'explosifs conventionnels, soit au moyen d'une explosion nucléaire, à une profondeur comprise entre 2 et 4 km. L'objectif est de placer une grande quantité de déchets dans une même cavité ;
- Le **concept DSB** (Deep Self Burial ; Figure 6-1), initialement développé par les *Sandia National Laboratories* [88][89]. Ce concept consiste à descendre à 2 km de profondeur des déchets enfermés dans des conteneurs de forte densité, éventuellement refroidis dans des forages tubés, puis le cas échéant à déconnecter le système de refroidissement de telle sorte que le déchet entre en fusion à mesure qu'il s'enfonce en profondeur dans la roche liquéfiée, sous l'effet de son propre poids. Un regain d'intérêt pour une option dérivée de ce concept s'est fait jour à partir des années 1990 notamment en Russie, en Chine et au Royaume-Uni en vue de l'élimination de faibles quantités de déchets de haute activité [90][91]. La nouvelle option ne visait plus qu'une fusion partielle de la roche hôte, le déchet lui-même, protégé par un conteneur¹⁸ n'ayant pas vocation à fondre et à se mélanger à la roche en fusion ;
- Le **concept DRD** (Deep Rock Disposal ; Figure 6-2), également développé par les *Sandia National Laboratories* [92][93]. Le concept combine des éléments des deux concepts précédents : les déchets visés sont essentiellement les effluents liquides des usines de retraitement du combustible usé. Le projet ne prévoit pas qu'ils soient placés dans des conteneurs mais injectés directement sous forme liquide dans des forages profonds où, du fait de leur exothermicité, ils feraient fondre la roche environnante ;
- Le **Solidified Waste In Situ Melting Concept** [94] (Figure 6-3) consiste à mélanger les déchets solides avec des gravats à l'intérieur d'une cavité. La charge thermique moyenne de l'ensemble déchets-gravats doit permettre d'entraîner la fusion des gravats tout en évitant une dégradation thermique de la roche au-delà de la zone de roche fondue. De la même manière, il est imaginé que les vides dans le remblai permettent l'expansion de la roche pendant la fusion, réduisant ainsi le risque de provoquer une fracturation des formations environnantes.

¹⁸ La température de fusion de l'acier (à partir de 1400°C) est supérieure à celle d'un basalte.

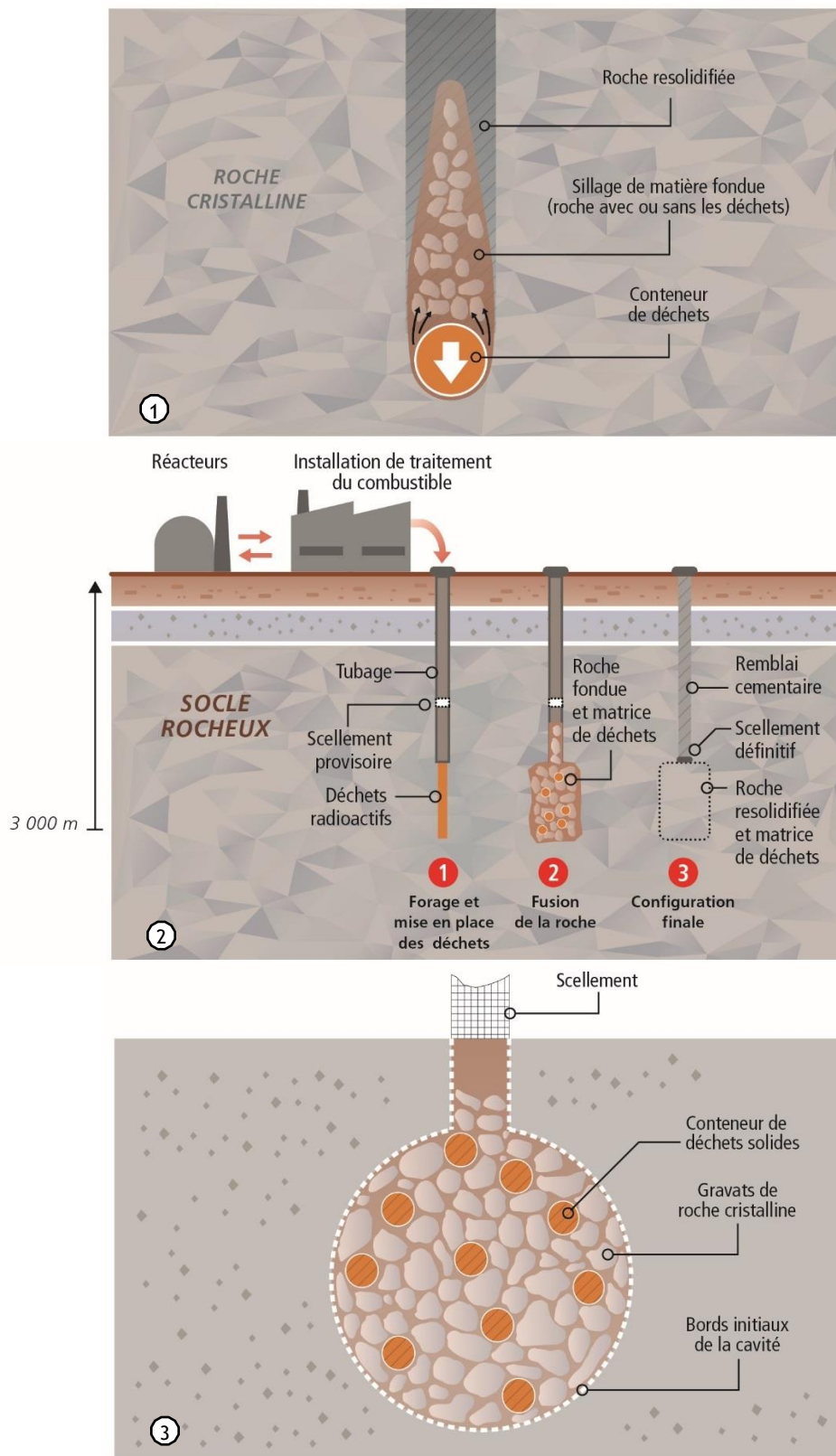


Figure 6 : Différents types de stockage en forages : 1) le concept DSB (d'après [89], modifié) ; 2) le concept DRD (d'après [92], modifié) ; 3) le dispositif initial du Solidified Waste In Situ Melting Concept (d'après [94], modifié).

5.2.2 Etat de l'art et perspectives

Les différents concepts initiaux présentés au chapitre précédent ne font plus, à la connaissance de l'IRSN, l'objet d'études officielles aujourd'hui. En revanche, une option, dérivée du DSB, est encore à l'étude aux **États-Unis**

[95][96][97][98]. Elle est notamment envisagée comme solution de stockage pour les sources au césium et au strontium de Hanford (cf. chapitre 5.4.2 ci-dessous). Son principe repose sur la fusion partielle d'un matériau à base de granite (« rock welding » : voir Figure 7) placé autour ou au-dessus des colis de déchets. La chaleur dégagée par les déchets est, pour ce concept, suffisamment élevée pour provoquer la fusion du matériau qui les entoure mais reste suffisamment basse pour ne pas dégrader les conteneurs dans lesquels ils sont enfermés. En refroidissant, il est prévu que le matériau à base de granite scelle naturellement la zone autour des déchets dans les forages profonds. Les recherches actuelles portent plus particulièrement sur les matériaux (notamment à base de granite concassé) qui permettraient une recristallisation efficace pour le scellement.

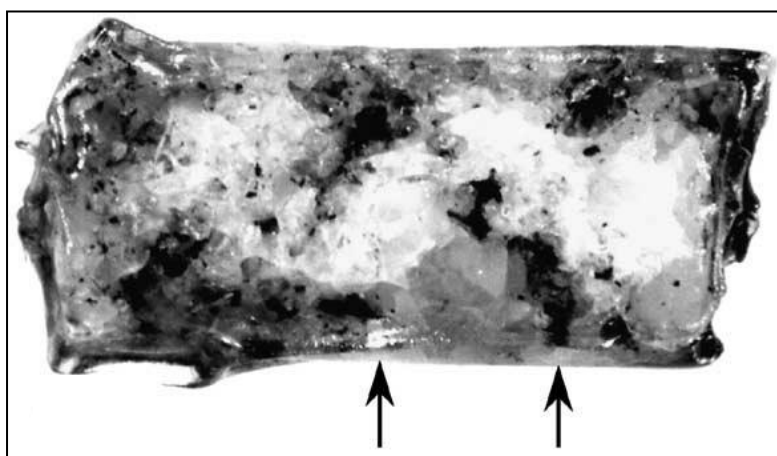


Figure 7 : Carotte de granite (2 cm de long) partiellement fondue après 570h à 800 °C (à 2,55% d'humidité). Les flèches indiquent des zones de « verre » (masse fondue rapidement refroidies) [96].

5.2.3 Et en France ?

L'immobilisation de déchets exothermiques dans la roche en fusion n'a pas fait l'objet de travaux dédiés d'ampleur significative en France.

Le programme d'essais nucléaires réalisés par la France dans les années 1970-1990 en Polynésie française a toutefois apporté des connaissances sur les mécanismes de fracturation, de fusion des roches et de piégeage de substances radioactives dans des roches fondues. Certaines expériences menées dans ce cadre ont consisté à placer des dispositifs d'essai au fond de puits verticaux de quelques centaines de mètres de profondeur, comblés avec des déblais de forage et de sables basaltiques puis scellés par du ciment. Les résultats ont permis d'étudier la capacité de la lave formée par la fusion du remblai de sables basaltiques à piéger les produits radioactifs contenus dans le dispositif [99][100]. Ces expériences n'ont pas eu de suite particulière dans le cadre du programme de recherche sur le stockage de déchets radioactifs.

5.3 L'injection de déchets liquides en forages profonds

5.3.1 Les pistes explorées dans le monde

L'injection directe de déchets sous forme liquide (ou incorporés dans une solution après concassage à la manière d'un coulis de ciment) dans une couche géologique requiert que la roche soit suffisamment poreuse et perméable pour permettre l'injection. Ses caractéristiques doivent également permettre de limiter la migration horizontale ou verticale des radionucléides. Le choix d'une formation géologique poreuse et perméable mais présentant des gradients hydrauliques faibles et encadrée par des formations de faible perméabilité est pour cela favorable.

Aux **États-Unis**, après de premiers tests en 1959 et 1960, l'*Oak Ridge National Laboratory* dans le Tennessee a régulièrement procédé à des opérations d'injection d'effluents radioactifs. Entre 1966 et 1979, environ 7 500 m³ de déchets ont été injectés sous forme de mortier de ciment à environ 300 m de profondeur [101][102], dans des schistes

ayant fait l'objet au préalable d'un traitement destiné à en augmenter la porosité et la perméabilité reposant sur les techniques de fracturation hydraulique. Ces expérimentations ont fait l'objet d'un suivi par l'AIEA [103]. En 1972, une injection de déchets de haute activité en roche cristalline sous le site de Savannah River (Caroline du Sud) a été abandonnée avant sa mise en œuvre en raison de préoccupations du public [104].

En **Russie**, des opérations d'injection ont été effectuées depuis 1962 dans des roches sédimentaires sur trois sites : dans des formations de calcaires et de grès à 1400 mètres de profondeur à Dimitrovgrad (les injections sur ce site ont désormais cessé) ainsi que dans deux lits de grès poreux coiffés d'argiles jusqu'à une profondeur de 400 mètres à Krasnoïarsk-26 (site de « Severny ») et Tomsk-7 (sites 18 et 18a de « Sversk ») [105]. Sur le site Krasnoïarsk-26, depuis 1962, huit forages ont été exploités pour l'injection de liquides de moyenne et de haute activité et quatre forages pour l'injection de liquides de faible activité. Pour l'ensemble des sites, ce sont au total quelques dizaines de millions de m³ de déchets de haute et moyenne activité qui ont été injectés.

5.3.2 Etat de l'art et perspectives

En **Russie**, quatre des forages réalisés à proximité du site du réacteur et de l'installation de retraitement du combustible usé de Krasnoïarsk servent encore à l'injection d'effluents de faible activité. Les volumes injectés ont cependant considérablement diminué depuis l'arrêt, en 1992, de deux réacteurs de production de plutonium et le ralentissement des activités de retraitement du combustible sur ce site [106].

Les pratiques d'injection de déchets et effluents dans les roches ont fait l'objet, en 2013, d'une revue technique sous l'égide de l'AIEA. Cette revue s'est basée sur les standards édictés par l'agence¹⁹ qui requièrent, au titre du principe de « défense en profondeur », qu'un système de stockage en milieu géologique soit conçu selon un dispositif multi-barrières, dans lequel la défaillance d'un élément peut être compensée par l'existence des autres. Selon ce principe, la performance du système de stockage doit reposer non seulement sur la roche encaissante mais également sur des barrières ouvragées. L'interprétation de ces standards (e.g. [107]) a fait l'objet de débats lors de cette revue et la compatibilité de l'injection directe d'effluents liquides dans les roches avec les principes fondamentaux de sûreté reste aujourd'hui un sujet de dissensus au sein de la communauté internationale [105].

Au **Royaume-Uni**, l'injection de déchets radioactifs liquides dans les roches, après avoir été examinée sur la base des travaux effectués aux États-Unis et en Russie [108][109], est désormais jugée contraire à la réglementation britannique en vigueur, celle-ci exigeant notamment que les déchets soient gérés exclusivement sous forme solide.

A la connaissance de l'IRSN, l'injection dans les roches n'est désormais envisagée par aucun pays en tant qu'une option de gestion définitive des déchets de moyenne ou de haute activité.

5.3.3 Et en France ?

En France, les études et recherches sur l'injection de déchets et effluents radioactifs conduites dans les années 1970 ont été menées en lien avec les réflexions similaires engagées par d'autres secteurs industriels. Ces études ont notamment conduit à contribuer au développement des techniques de fracturation hydraulique employées par les industriels pétroliers et gaziers pour améliorer la productivité des gisements et à participer aux campagnes d'injection d'effluents nitrates à 1800 m de profondeur menées par la société des engrais de l'Île de France à Grandpuits [110]. Ces investigations ont été progressivement abandonnées en France à la fin des années 1980, les programmes de gestion des déchets radioactifs s'articulant autour d'une part de l'exploitation des centres de stockage de surface, d'autre part de recherches structurées autour des trois axes définies par la loi Bataille de 1991 [22].

¹⁹ Voir les exigences n°7 et 8 du guide de l'AIEA « SSR-5 » de 2011 en particulier.

5.4 Le stockage de déchets solides et conditionnés en forages

5.4.1 Les pistes explorées dans le monde

Le premier concept de stockage de déchets solides en forages a été élaboré par la *National Academy of Sciences* des États-Unis en 1957 [111]. Il consistait à réaliser, en mer ou depuis la terre ferme, des forages dans des roches cristallines ou sédimentaires sur une profondeur pouvant aller jusqu'à 5 000 m puis à y placer des colis de déchets radioactifs. Les recherches sur cette option ont été abandonnées dans les années 1970 au profit de celles sur les concepts de stockage en mines ou installations souterraines en raison des difficultés rencontrées pour réaliser des forages de diamètres et profondeurs suffisants à l'aide des technologies disponibles alors.

Les importants progrès technologiques intervenus au cours des trente dernières années ont récemment conduit certains pays à s'intéresser à nouveau à cette option. Aux États-Unis, un concept de référence a été proposé par *Sandia National Laboratories* à la demande du *Department of Energy* (DOE) [112]. Celui-ci consiste en placer 400 conteneurs de déchets au fond d'un forage profond d'environ 5 000 m. Au-dessus des 2 000 m dans lesquels les déchets seraient déposés, Sandia propose la réalisation d'un scellement constitué de bentonite et de béton qui occuperait une partie non tubée du forage de 1 500 m de longueur. La partie supérieure, représentant elle aussi une longueur de 1 500 m, serait comblée de façon standard.

Des recherches sur le stockage en forages profonds ont également été menées dans plusieurs pays tels que le Danemark, la Suisse, la Suède (e.g. [113]), la Finlande (cf. [114]) et le Royaume-Uni [115][116].

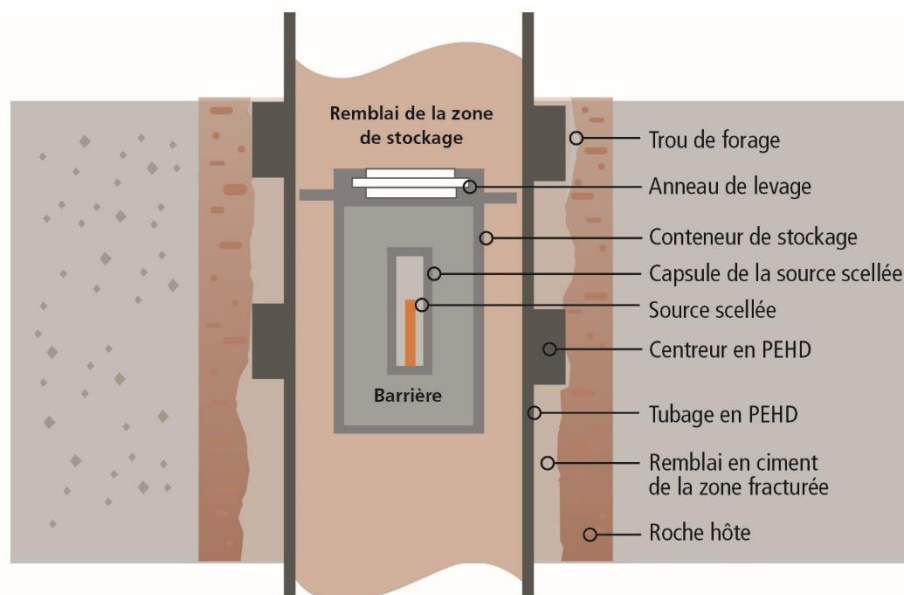


Figure 8 : Le concept de stockage multi-barrières appliqué au stockage en forage (d'après [118], modifié).

Le principe d'un stockage de déchets solides en forage suscite un intérêt plus particulièrement important de la part des pays ayant à leur charge des quantités très limitées de déchets constitués essentiellement d'objets de petite taille tels que les sources radioactives scellées provenant d'applications médicales et industrielles. En 2009, l'AIEA a édité un guide (SSG-1 [118]) spécialement consacré au stockage en forage de sources radioactives scellées retirées du service et de petits volumes de déchets. La solution décrite dans ce document (voir Figure 8) consiste en la réalisation de forages d'un diamètre d'au plus quelques dizaines de centimètres et dont la profondeur varie de quelques dizaines à quelques centaines de mètres selon l'activité des déchets. Il propose un « concept multi-barrières » constitué du déchet et de son conteneur, du remblai et du tubage du forage, et enfin de la roche hôte. Ces barrières successives sont conçues comme autant d'obstacles au transfert des radionucléides vers la biosphère. Le guide précise que pour des déchets placés dans un forage à moins de 30 mètres de profondeur, il convient de se référer aux principes de sûreté des stockages

de surface et pour des déchets placés à plus de 30 mètres aux principes de sûreté des stockages en couche géologique profonde [119][120].

5.4.2 Etat de l'art et perspectives

Depuis l'édition du guide de l'AIEA « SSG-1 » précité [118], d'importants efforts de recherche et développement ont porté sur le concept de stockage en forage en vue de sa mise en œuvre dans plusieurs pays non ou faiblement nucléarisés. Pour la gestion à long terme des sources radioactives scellées, des pays tels que le **Ghana**, la **Malaisie**, la **République de Chypre**, la **Moldavie** et le **Brésil** ont retenu le concept proposé par l'AIEA comme option de référence. Pour les petits volumes de déchets (à l'exclusion de ceux de haute activité), les **Émirats Arabes Unis** ont également retenu ce concept comme référence, tandis que cette option est à l'examen en **Australie**, à **Cuba** ou encore en **Jordanie** [121]. Les quantités et les activités que représentent les déchets concernés par ces différents programmes sont sans commune mesure avec celles des déchets HA-MAVL découlant de l'exploitation d'un parc de réacteurs électronucléaires.

S'agissant des pays nucléarisés, certains maintiennent une veille sur le sujet (par exemple la **Suède** [122]) et d'autres considèrent le stockage en forage comme une option possible, au même titre qu'une installation de stockage géologique (par exemple la **Belgique** [123][124]), mais seuls les **États-Unis** poursuivent des études poussées :

- Un rapport publié en octobre 2013 par *Sandia National Laboratories* [125] indique que les évaluations préliminaires de stockage en forages profonds montrent un potentiel d'isolation important et robuste des déchets, et que le concept pourrait constituer, pour certains déchets, une solution de gestion définitive plus rapide à mettre en œuvre qu'un stockage géologique dans une installation souterraine. Cette position a été développée récemment dans plusieurs articles scientifiques publiés dans des revues de renom international (e.g. *Nature* [126] et *Science* [127]). Les études menées plus particulièrement sur le stockage de combustibles usés civils conduisent à estimer à environ 800 le nombre de forages nécessaires [128] pour le concept de référence décrit au chapitre 5.4.1. Ces études ont trouvé un écho particulier au **Royaume-Uni** [117] et en **Allemagne** [129].
- En janvier 2016, la compagnie Battelle a été chargée par le DOE de réaliser un forage d'essai de 4 880 mètres dans un socle cristallin du Dakota du Nord pour le stockage de sources de césium et de strontium actuellement entreposées sur le site de Hanford, ainsi qu'éventuellement des calcinats de haute activité et des sels provenant du traitement électrométallurgique des combustibles au sodium [130]. Le site identifié dans le Dakota du Nord ayant été abandonné à la suite de mouvements de protestation, le DOE et Battelle ont envisagé successivement plusieurs autres implantations pour ce forage d'essai (Dakota du Sud, Nouveau-Mexique, Texas...) mais ont dû les abandonner tour à tour en raison d'oppositions locales [131]. Le DOE a annoncé l'arrêt de son projet de forage d'essai le 23 mai 2017 (voir [130]).

Bien que les études en cours aux États-Unis couvrent *a priori* l'ensemble des types de déchets, le stockage en forage n'est actuellement pas retenu par le DOE pour la gestion à long terme des combustibles usés [132][133].

En termes de recherches, les besoins de connaissance nécessaires au développement de ce type de stockage en forages de déchets solides recoupent assez largement ceux explorés dans le cadre des projets de stockage géologique dans une installation souterraine. Ils portent notamment sur : la géodynamique, l'identification des ressources naturelles potentielles et la caractérisation des propriétés des roches encaissantes au stade du choix de site ; la criticité pour l'évaluation des risques en exploitation... Quelques spécificités ressortent toutefois des réflexions passées ou en cours. Elles concernent plus particulièrement les techniques de manutention des colis lors de la mise en forage mais aussi les méthodes de scellements qui, bien qu'elles soient également requises pour les installations souterraines associées au stockage géologique, font appel à des techniques spécifiques dans le cas d'un stockage en forages.

En termes de manutention, les techniques explorées par le DOE [132] sont : i) la chute libre ralentie par la viscosité du fluide de forage et le jeu entre colis et tubage (cette solution est toutefois exclue pour des forages profonds, la chute d'un colis n'étant étudiée qu'au titre de l'analyse de risque), ii) l'utilisation de câbles, iii) l'utilisation de tiges de forages comme dans l'industrie pétrolière.

En termes de techniques de scellement, des recherches se poursuivent sur une option dérivant du concept, décrit au chapitre 5.2.1, de fusion de la roche autour de déchets exothermiques. La solution explorée consiste à favoriser l'entrée en fusion d'un remblai à base de granite par l'introduction d'un corps chauffant électrique [128][95][96].

5.4.3 Et en France ?

Comme pour l'injection des déchets liquides en forages profonds, l'option de stockage de colis de déchets en forages n'a pas fait l'objet de travaux spécifiques en France.

6 LE STOCKAGE DANS LES FONDS MARINS

6.1 En quoi cela consiste-t-il ?

Le stockage de déchets radioactifs dans les **fonds marins** consiste à éloigner les déchets de toute présence humaine en les plaçant au fond de l'océan. Plusieurs options ont été envisagées pour cela. Elles consistent à :

- Déposer les déchets dans les zones pour lesquelles la profondeur d'eau est importante ou la sédimentation rapide. Ces zones correspondent notamment aux plaines abyssales des océans ou aux « **grands fonds marins** ». La hauteur de la colonne d'eau peut y atteindre environ 5 000 à 6 000 mètres. Selon cette option, les déchets seraient, soit placés **sur le plancher océanique** dans l'attente qu'ils soient recouverts par la sédimentation, soit enfoncés **dans les sédiments non consolidés** qui recouvrent le socle rocheux, généralement constitué de formations basaltiques ;
- Déposer les déchets au droit des zones dites de « **subduction** » où la plaque océanique s'enfonce dans le manteau terrestre (voir ci-dessous). Cette configuration a conduit à imaginer la possibilité d'envoyer les déchets vers le manteau en les posant sur le « tapis roulant » que constituent les plaques océaniques.

Selon la localisation de la zone, l'opération de stockage peut être réalisée en mer, depuis un bateau ou une structure offshore, au moyen de **forages** ou de « **pénétrateurs** » (conteneurs lourds tombant en chute libre dans les sédiments mous ; voir chapitre ci-après) ou éventuellement depuis la terre, par l'intermédiaire d'un tunnel.

6.2 Les pistes explorées dans le monde

6.2.1 Le stockage dans les grands fonds marins

L'étude du stockage définitif des déchets de haute activité sur les fonds marins s'inscrit dans la continuité des opérations d'immersion de déchets radioactifs de faible activité réalisées par la plupart des pays nucléarisés dans les années 1950 à 1970 et, de manière beaucoup plus limitée, jusque dans les années 1990 (cf. encart : « **L'immersion de déchets radioactifs** »). Elle a débuté aux **États-Unis** en 1973 (e.g. [133]) et les travaux se sont alors principalement intéressés aux plaines abyssales de l'Océan Pacifique. Dans le contexte de l'époque, l'idée du stockage sur le plancher des grands fonds marins trouvait son origine dans le faible intérêt perçu pour ces zones du point de vue des activités humaines. Elle était également justifiée par les conditions jugées *a priori* favorables - du point de vue de la dilution/dispersion et de la corrosion - que garantissaient les courants marins lents et les températures basses attendues au fond des océans. Le programme MPG (Mid Plate/Mid Gyre), qui s'inscrit dans le cadre de ces recherches, s'est axé sur l'étude des propriétés de la colonne d'eau et l'évaluation de leur aptitude à constituer une barrière empêchant le transfert de la

radioactivité vers les zones accueillant les activités humaines. Les résultats de ces investigations ont montré que la colonne d'eau n'était pas aussi stable qu'envisagé et que des échanges s'établissaient entre la surface et le fond.

Les recherches se sont alors prioritairement intéressées à la possibilité d'enfouir les déchets dans les sédiments marins. Dans ce contexte, les sédiments étaient considérés comme une barrière s'opposant à la migration des substances radioactives, l'océan étant lui considéré comme un compartiment environnemental dans lequel des transferts sont possibles mais lents. Un des enjeux des recherches était d'établir que la cinétique de dilution-diffusion était suffisamment lente pour permettre la décroissance radioactive (et donc une diminution significative de l'activité) avant que les radionucléides parviennent à l'homme. L'option d'enfouissement des déchets dans le sédiment marin était jugée plus acceptable que l'immersion dans la mesure où elle ne consistait pas à diluer et disperser délibérément la radioactivité dans l'océan, mais à confiner les déchets, dans une épaisse couche de sédiments déposée sur les fonds marins et représentant une capacité de sorption des substances radioactives.

Les études sur l'enfouissement des déchets dans les sédiments ont commencé en 1976 avec le « *Subseabed Disposal Program* ». Ce programme international de coopération sous l'égide de l'AEN, associait les États-Unis, la France, le Royaume-Uni et le Japon ; le Canada, la République Fédérale d'Allemagne, les Pays-Bas, la Belgique et l'Organisation des Communautés Européenne y ont également contribué (e.g. [135][136]).

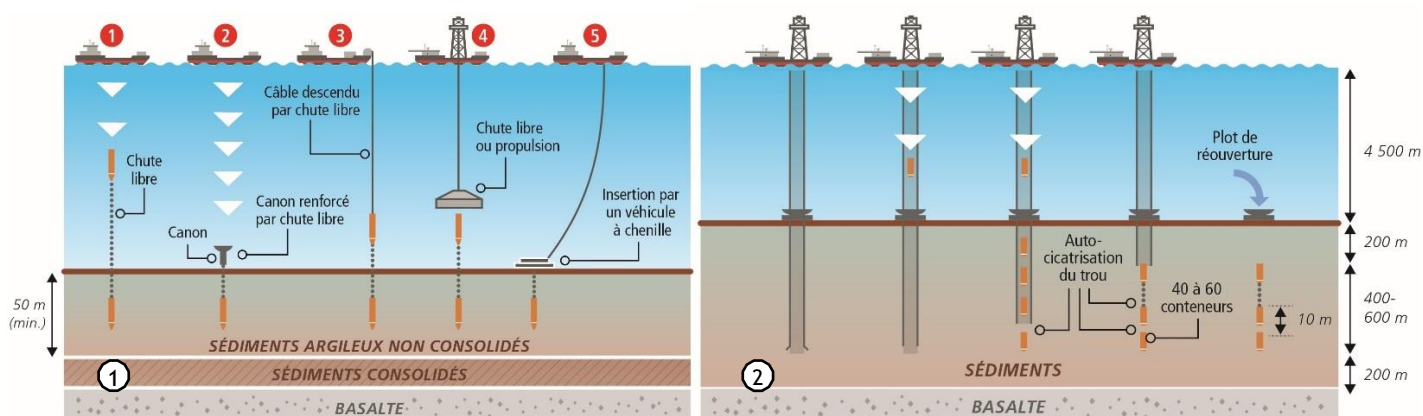


Figure 9 : Les deux concepts d'emplacement des déchets dans les sédiments des fonds marins : 1) par pénétrateur ; 2) par forage ([144] d'après Sandia dans le cadre du *Subseabed Disposal Program*, modifié).

Les travaux ont débouché sur deux principales options :

- l'insertion des déchets dans les sédiments à l'aide de pénétrateurs (voir Figure 9-1). Cette option consistait à placer les déchets dans des conteneurs suffisamment lourds et en forme d'ogive, et à les laisser tomber en chute libre à environ 30 m/s. Dans les années 1980, le Royaume-Uni et les États-Unis ont effectué des essais de pénétration de conteneurs factices dans des sédiments, sous une profondeur d'eau de quelques centaines de mètres ([137][138]). Les expériences ont montré que les conteneurs s'enfonçaient de plus de 30 mètres et que les trous créés étaient *in fine* comblés par des sédiments remaniés d'une densité équivalente à celle des sédiments initialement présents [138] ;
- la réalisation de forages, dans lesquels seraient placées des piles de déchets conditionnés (voir Figure 9-1). Une profondeur de 800 mètres sous le plancher océanique était ciblée, le sommet de la pile de conteneurs étant situé à 300 mètres sous le plancher océanique. Les projets initiaux étudiés aux États-Unis par l'entreprise à but non lucratif Battelle [139] prévoyaient que les forages traversent l'ensemble des sédiments meubles pour s'ancrer dans le socle rocheux généralement basaltique, dans lequel devaient être placés les conteneurs de déchets.

Les études effectuées ont notamment porté sur le transfert de chaleur [141], le transport diffusif [142] ou encore l'impact radiologique [143]. En 1986, le DOE des États-Unis, plus gros contributeur au *Subseabed Disposal Program*, a décidé de stopper son financement pour pleinement se consacrer au projet de « stockage géologique », mettant ainsi un terme au programme (voir [144]).

L'immersion de déchets radioactifs

L'immersion de déchets radioactifs en mer consiste à lâcher depuis le pont d'un navire des conteneurs remplis de déchets. Ces conteneurs peuvent être soit conçus pour imploser en profondeur sous l'effet de la pression d'eau, soit pour couler intacts jusqu'au plancher océanique. Le principe de ce mode de gestion consiste à choisir une zone d'immersion caractérisée par des conditions de dispersion et de dilution suffisamment fortes. L'immersion dans le plancher océanique permet d'envisager également une sorption de substances radioactives dans les sédiments des fonds marins.

Entre 1946 et 1982, 14 pays ont régulièrement procédé à des immersions de déchets radioactifs dans les océans Pacifique et Atlantique. La première immersion a été réalisée à 80 km au large de la Californie. La dernière immersion effectuée par un pays occidental a eu lieu en 1982 dans l'Atlantique (1993 pour la Russie), à environ 550 kilomètres au large du plateau continental européen.

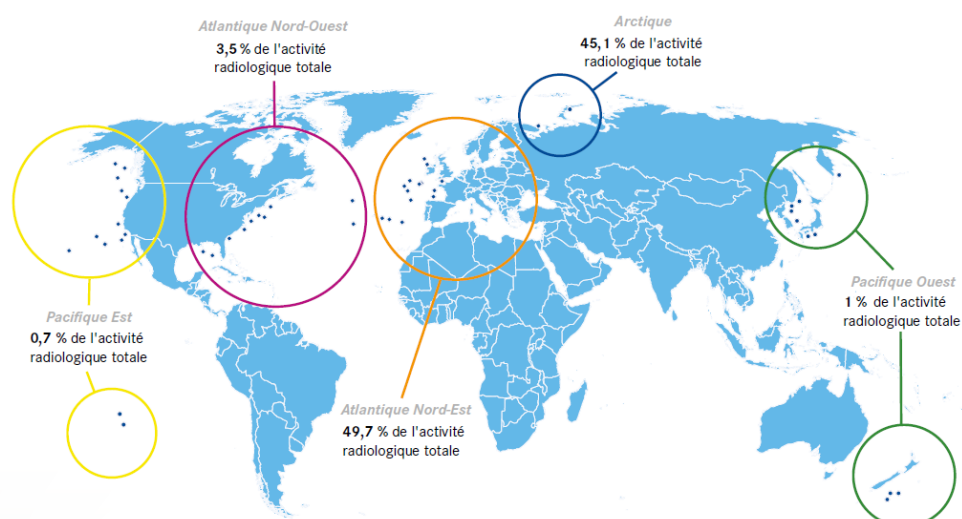


Figure 10 : Sites d'immersion de déchets radioactifs dans le monde et pourcentage de l'activité radiologique totale (85 000 TBq²⁰) ([146][147]).

Sur les quelques 85 000 TBq de déchets immergés (activité à la date de l'opération [147]), la moitié a été réalisée au large des côtes européennes dans l'Atlantique et la Manche (déchets de faible activité, liquides ou solides). Il est à noter que la majeure partie de l'activité des déchets immergés dans l'Océan Arctique concerne du combustible usé endommagé (haute activité) présent dans les réacteurs de six sous-marins et d'un brise-glace de l'ex-URSS [147].

Concernant l'immersion dans l'Atlantique Nord-Est, de 1949 à 1963, le Royaume-Uni et dans une moindre mesure la Belgique ont immergé leurs déchets dans divers sites. Le plus proche des côtes françaises est la **fosse des Casquets** (environ 150 m de profondeur), à 15 km au nord-ouest du cap de La Hague (environ 60 TBq). Les opérations suivantes ont été coordonnées par l'Agence pour l'énergie nucléaire (AEN) de l'OCDE (alors dénommée

²⁰ 1 TBq = 10¹² Bq = 1 000 000 000 000 Bq (Becquerels)

Agence Européenne pour l'Energie Nucléaire) [148][149]. La France a participé à deux des campagnes organisées dans ce cadre (voir Figure 11).

- Entre mai et août **1967**, l'Allemagne, la Belgique, la France, le Royaume-Uni et les Pays-Bas ont immergé environ 11 000 tonnes de déchets (environ 300 TBq dont 219 TBq immergés par la France) dans un site à 400 km **au large de la Galice** (Espagne) par plus de 4 600 mètres de fond.
- En juillet-août **1969**, une nouvelle opération, regroupant cette fois la Belgique, la France, le Royaume-Uni, l'Italie, les Pays-Bas, la Suède et la Suisse s'est traduite par l'immersion d'environ 9 000 tonnes (de l'ordre de 900 TBq dont 134 TBq immergés par la France) sur un site à 900 km **à l'ouest de la Bretagne**, à une profondeur comprise entre 4 000 et 4 600 mètres.

Les campagnes d'immersion suivantes, au large du **golfe de Gascogne**, ont à nouveau été encadrées par l'AEN. Plus importantes en termes d'activité (36 000 TBq), elles ont été menées par la Belgique, le Royaume-Uni, les Pays-Bas et la Suisse. La France a cessé de prendre part à ces opérations à compter de la mise en service du Centre de Stockage de la Manche en 1969. L'immersion de déchets issus des essais nucléaires réalisés en Polynésie (0,083 TBq) s'est poursuivie dans les eaux territoriales françaises du Pacifique jusqu'en 1982 [146].

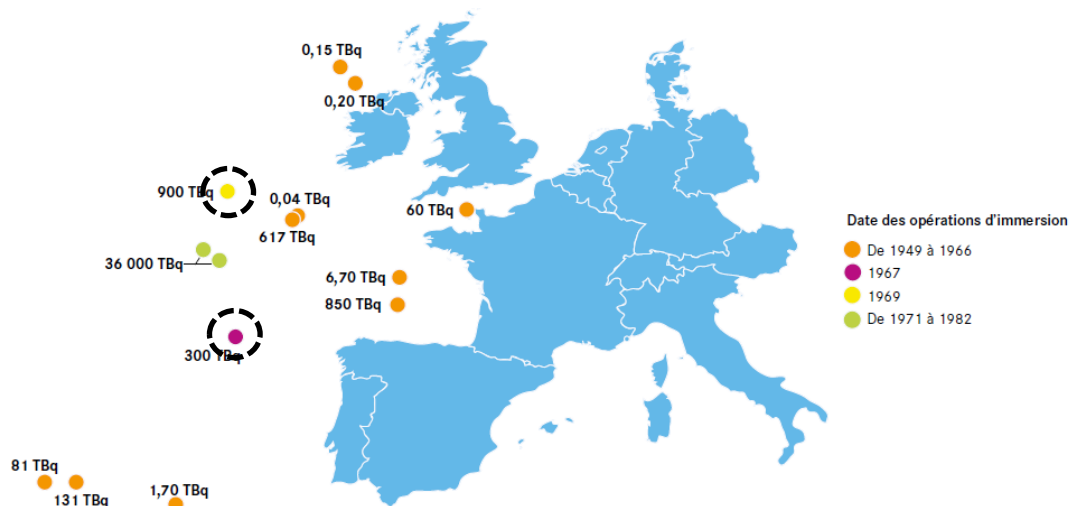


Figure 11 : Campagnes d'immersion de déchets radioactifs dans l'Atlantique Nord-Est - Localisation, date et activité radiologique des déchets immergés ([146]; source [147]).
Cercles pointillés : sites utilisés par la France.

Suite à l'entrée en vigueur de la **Convention de Londres** [150] interdisant notamment l'immersion de déchets radioactifs (cf. encart « **Évolution du droit de la mer** »), un moratoire sur leur immersion a été adopté en 1983 [151] et en **1993** les signataires de la Convention de Londres ont décidé d'**interdire l'immersion** de tout type de déchets radioactifs dans la mer.

L'évolution du droit de la mer et les initiatives internationales engagées pour protéger les océans (cf. encart « **Évolution du droit de la mer** ») ont progressivement conduit à un ralentissement des recherches sur le stockage de déchets sous les fonds marins puis à leur arrêt suite au moratoire sur l'immersion des déchets en mer en 1983 [151]. Cette évolution résulte à la fois du développement des connaissances et des possibilités d'exploitation des ressources naturelles présentes sur les fonds marins (nodules métalliques, hydrocarbures...) mais aussi d'une prise de conscience grandissante de la nécessité de préserver les milieux marins.

Évolution du droit de la mer

Le principe posé depuis le XVII^e siècle de « liberté de la mer », définissant la mer comme un territoire ouvert à tous et n'appartenant à personne, a laissé place dans les années 1970 à celui de « gestion internationale des fonds marins » [152]. La « Convention de 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets », dite **Convention de Londres** [150], entrée en vigueur en 1975, (cf. encart « *L'immersion de déchets radioactifs* ») associe le terme de pollution à un rejet délibéré de substances pouvant avoir des effets nuisibles sur le milieu marin. Cette convention couvre les substances radioactives et ce, quel que soit leur niveau d'activité depuis la version amendée en 1983. A ce jour, **87 États** l'ont ratifié.

Le traité de 1972 a été complété et modernisé en 1996 par le « Protocole de 1996 à la Convention de 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets », dit **Protocole de 1996**. Ce dernier interdit le rejet en mer de toute substance autre que celles figurant sur une liste de substances autorisées et dont les niveaux de radioactivité ne dépassent pas les seuils d'exemption définis par l'AIEA. Ce protocole, ratifié en 2006, compte aujourd'hui **48 parties contractantes**.

Dans le cas du stockage sous-marin, le risque d'effets nuisibles accidentels ne pouvant être totalement écarté, la notion de « risque acceptable » et sa compatibilité avec le droit international ont été débattues à l'occasion des négociations ayant conduit à l'adoption du Protocole de 1996. En raison, en particulier, de l'impossibilité d'exclure le risque d'un accident durant le transport des déchets en mer et leur transfert dans les sédiments, il a été considéré que ce concept n'était pas conforme à diverses conventions internationales (e.g. [153]). Des considérations éthiques et politiques, comme la notion de « patrimoine commun de l'humanité » pour la haute mer et le constat d'une inégalité d'accès à la mer entre les pays, se sont ajoutées aux débats. Les questions juridiques ne sont toujours pas résolues (e.g. [154]) et dépassent le cas des déchets radioactifs. Par exemple, la Convention des Nations Unies sur les droits de la mer - CNUDM ou UNCLOS III - de 1982, entrée en vigueur en 1998 n'est toujours pas signée par certains membres de l'ONU tels que les États-Unis.

A l'issue des nombreuses discussions, un aspect fait actuellement l'objet d'un consensus : réaliser un stockage sous-marin à partir des terres (par des tunnels, descenderies...) est compatible avec le droit international (e.g. [155]).

6.2.2 Le stockage dans les fosses de subduction

La connaissance actuelle de la tectonique des plaques, incluant leur formation au niveau des rifts et leur convergence au niveau des zones de subduction (voir l'encart « *Le phénomène de subduction* ») ou de collision (chaînes de montagne), ne s'est imposée que dans les années 1960, dans le contexte des premières campagnes d'exploration des fonds marins²¹ [156]. L'idée, proposée dans les années 1970 aux **États-Unis**, de placer les déchets radioactifs dans les fosses de subduction - et d'utiliser ainsi un mécanisme naturel pour les envoyer dans le manteau terrestre - (e.g. [157]) résulte directement de cette évolution des connaissances scientifiques. Au moment où les travaux s'engagent, les données et la compréhension des phénomènes sur lesquelles ils peuvent s'appuyer sont limitées et parcellaires. En 1972, le géologue E.A. Silver de l'US Geological Survey soulignait dans la revue *Nature* [158] l'extrême lenteur du phénomène de subduction et la vitesse plus lente encore des processus de sédimentation. Il ajoutait que les zones de subduction manifestaient des signes de forte activité sismique (déformations et failles). Enfin, dans les zones à subduction lente, les observations semblaient indiquer que les sédiments sur le dessus de la plaque en subduction ne pénétraient pas dans le manteau mais étaient arasés lors de la plongée de la plaque et s'accumulaient en surface.

²¹ La topographie des fonds marins a alors révélé l'existence des dorsales océaniques et des rifts.

Le phénomène de subduction

Lorsqu'une plaque lithosphérique (croûte) océanique rencontre une plaque continentale, elle passe en-dessous de celle-ci - on parle de « **subduction** » - en raison de sa plus faible densité. Elle s'enfonçe alors dans le manteau terrestre, ce qui génère une **fosse océanique**. Le stockage en zone de subduction consiste à disposer les déchets dans la fosse océanique de manière à ce qu'ils soient entraînés avec la croûte subductée.

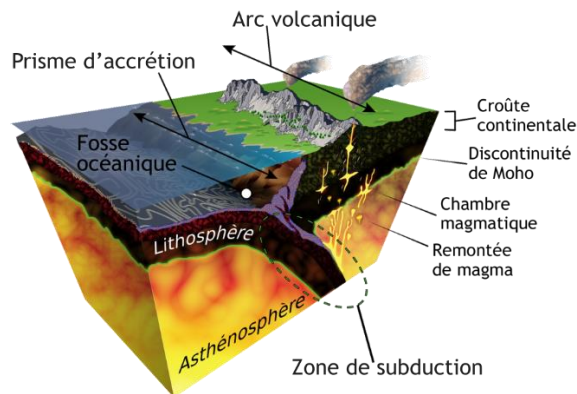


Figure 12 : Schéma d'une zone de subduction (Wikipédia, d'après K. D. Schroeder).

Le processus de subduction est lent, la plaque s'enfonçant d'environ 1 à 10 centimètres par an (vitesse maximale dans l'Ouest de l'océan Pacifique). Le frottement produit des tremblements de terre et la fusion de la croûte océanique à partir d'une certaine profondeur conduit à une remontée de magma et donc du volcanisme explosif en surface (arc volcanique). Lors du passage en subduction de la croûte océanique, sa partie supérieure, constituée de sédiments marins non consolidés, s'accumule en surface pour former une chaîne de montagne (prisme d'accrétion).

La possibilité que les déchets restent en surface avec des sédiments n'a pas été totalement clarifiée à ce jour (e.g. [159]). Enfin, les conclusions d'A. Alden, en 2017 [160], relèvent la difficulté que soulève la lenteur du phénomène de subduction, déjà évoquée par E.A. Silver [158]. Il souligne que, dans la zone de subduction Pérou-Chili, la plaque de Nazca plonge sous l'Amérique du Sud avec un angle de 30 degrés et à environ 7-8 centimètres par an, ce qui en fait la zone de subduction la plus rapide au monde. Dans ces conditions pourtant favorables, il en déduit qu'il faudrait 10 000 ans pour qu'un déchet se déplace horizontalement de 600-700 mètres et verticalement de 350-400 mètres.

Bien que le besoin de recherches en géologie ait été identifié dès les années 1980 (e.g. [161][162]), le groupe d'experts auprès des autorités du **Royaume-Uni**, CoRWM, constatait en 2004 un manque de connaissances sur l'option de stockage en zone de subduction [163]. Très peu d'études étaient en particulier disponibles pour évaluer le devenir à long terme des déchets qui y seraient mis en place. Le groupe soulignait également les obstacles juridiques internationaux aux différentes formes de stockage dans les fonds marins (cf. encart « **Évolution du droit de la mer** »), constat ultérieurement partagé par l'agence britannique de gestion des déchets radioactifs [164][165].

L'option de stockage dans les fosses de subduction a été supprimée de la liste de celles à étudier par le **Canada** en 2005 [5] en raison : a) de l'éloignement des sites potentiels et donc de la grande distance qu'il faudrait faire parcourir aux déchets, b) de la difficulté - jugée plus grande que celle associée au stockage géologique - à maintenir une surveillance et à assurer la récupérabilité des déchets, c) de l'incertitude sur le devenir des déchets (en particulier de leur éventuel retour en surface lors d'éruption volcanique) et enfin d) de la probable incompatibilité de cette option avec les conventions internationales dès lors qu'elle est mise en œuvre depuis la mer. Certains auteurs (e.g. [166][167])

considèrent toutefois que cette option reste possible dans la fosse Juan de Fuca (Figure 12) en y accédant depuis les terres, par la péninsule de Brooks sur l'île de Vancouver.

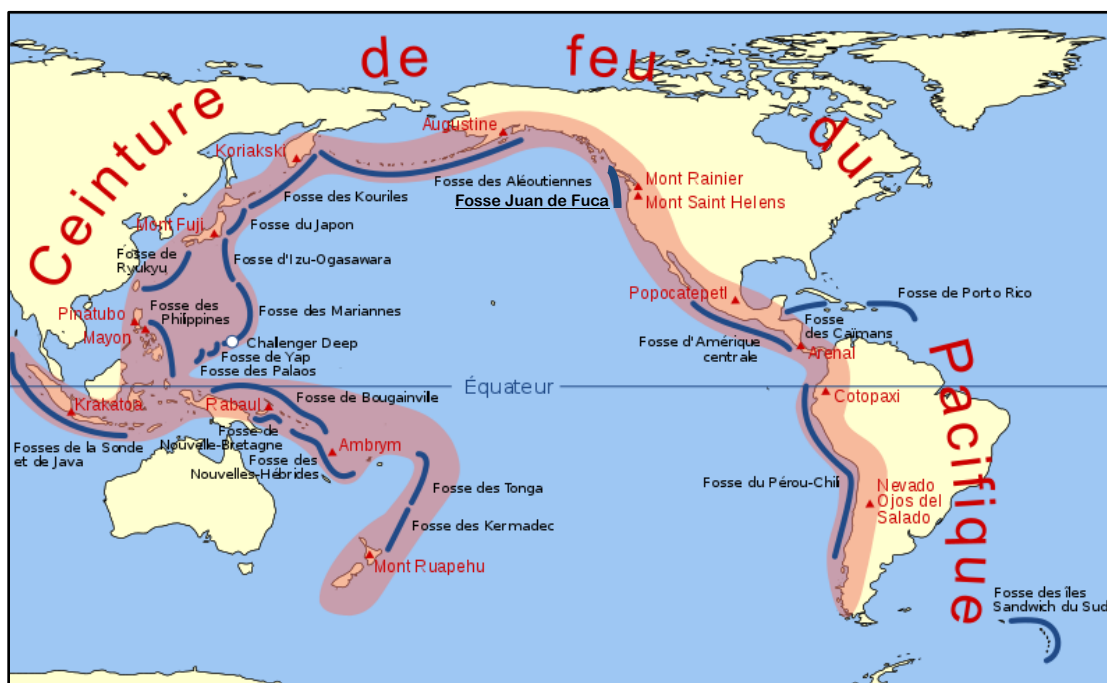


Figure 13 : Localisation des principales zones de subduction dans le monde (Wikipédia, d'après Rémi, modifié).

6.3 Etat de l'art et perspectives

Parmi les deux options de stockage dans les fonds marins évoquées dans le présent chapitre, aucune ne fait actuellement l'objet de travaux dans le cadre des programmes nationaux de gestion des déchets radioactifs.

Indépendamment des progrès ou difficultés d'ordre technique, l'option d'un stockage dans les sédiments des grands fonds marins a été progressivement abandonnée du fait de l'évolution des considérations éthiques et de la structuration progressive d'un droit international plus protecteur des océans. Seule demeure envisagée l'option d'un stockage sous-marin accessible depuis les terres, option qui dans la pratique s'apparente très directement au stockage géologique dans une installation souterraine, par exemple au **Royaume-Uni** (cf. [168]).

Même si elles ne sont pas dédiées aux déchets de haute activité, il peut être également mentionné que des installations de stockage, accessibles depuis la terre mais situées sous le niveau des mers, sont actuellement exploitées en Finlande et en Suède :

- l'installation de stockage de Loviisa en **Finlande** (90 km à l'est d'Helsinki) accueille des déchets de faible et moyenne activité. Elle est creusée dans du granite à environ 110 m de profondeur dans le golfe de Finlande, à partir d'une presqu'île du même nom. Une extension de cette installation est prévue pour y placer les déchets produits lors du démantèlement de la centrale nucléaire située sur le même site [169] ;
- l'installation de stockage « SFR » de Forsmark en **Suède** (140 km au nord de Stockholm), mise en service en 1988 et opérée par SKB, est dédiée aux déchets de faible et moyenne activité à vie courte issus de l'exploitation des centrales ainsi que des applications médicales, de l'industrie et de la recherche. Elle comprend quatre cavités de 160 m de long et un silo de 50 m de haut, creusés dans la roche cristalline à 50-60 m sous le niveau de la mer Baltique. L'accès à l'installation s'effectue depuis la terre par deux tunnels parallèles d'un kilomètre

de long. En 2018, l'autorité de sûreté suédoise [170] a donné son accord à la demande d'extension de l'installation déposée en 2014 par l'exploitant [171], pour creuser six nouvelles cavités à 120 m de profondeur.

L'option de stockage en zone de subduction, n'est, à la connaissance de l'IRSN, actuellement étudiée par aucune des agences en charge de la gestion des déchets radioactifs.

6.4 Et en France ?

Les différentes options de stockage sous-marin et en zone de subduction ont fait l'objet d'études en France (e.g. [145]), notamment via la participation au Subseabed Disposal Program jusqu'en 1986.

La France a notamment mené des expéditions de recherche dans la plaine abyssale du Cap Vert en 1979 et 1980 et dans le nord des Bermudes en 1978. Les études incluaient des investigations géologiques pour définir le site et des études pour caractériser la biologie. La France a également mené des études d'ingénierie sur l'enfoncement des pénétrateurs et de biologie sur l'absorption et le transfert de radionucléides par les organismes à partir d'échantillons collectés en mission [172]. Depuis, aucun travail technique ni réflexion n'ont été poursuivis.

7 AUTRES ALTERNATIVES

7.1 L'envoi de déchets radioactifs dans l'espace

7.1.1 En quoi cela consiste-t-il ?

Le principe de cette option est de débarrasser définitivement la Terre des déchets radioactifs les plus nocifs, en les envoyant dans l'espace au-delà de l'atmosphère, à l'aide d'engins spatiaux. Un des éléments de réflexion des équipes qui ont travaillé sur le sujet porte sur le conditionnement des déchets. Celui-ci doit en effet être conçu de manière à rester intact dans tous les scénarios d'accidents envisagés. Plusieurs destinations ultimes ont été envisagées pour les déchets, y compris le soleil.

7.1.2 Les pistes explorées dans le monde

L'envoi de déchets dans l'espace a été principalement étudié aux **États-Unis**, par la NASA, dans les années 1970 et au début des années 1980. Les études ont porté sur des déchets de haute activité à vie longue issus du retraitement du combustible usé, cette option étant alors envisagée par les autorités américaines. Le recours à cette option pour la gestion des combustibles usés n'a en revanche jamais été envisagée, compte tenu de la masse élevée des combustibles et des emballages dans lesquels il serait nécessaire de les conditionner, et donc du coût énergétique et financier que représente l'envoi de telles cargaisons dans l'espace. Des études publiées en 1974 par l'entreprise Battelle [140] à la demande de la Commission à l'énergie atomique américaine, retiennent comme hypothèses le retraitement du combustible, la séparation des matières valorisables (uranium et plutonium), le conditionnement des déchets issus du retraitement (essentiellement les actinides mineurs et les produits de fission à vie longue - cf. encart « **Radioactivité, réactions nucléaires et combustibles usés** », chapitre 4.1), l'envoi de ces déchets conditionnés en orbite terrestre basse (150-500 km) à bord d'une navette spatiale, puis leur acheminement jusqu'à leur destination finale à l'aide d'un remorqueur spatial.

Les études publiées par la NASA en 1978 [173], envisagent cinq destinations possibles pour les déchets. La surface de la lune (atteignable en quelques jours) et l'orbite autour du soleil (en six mois) sont celles considérées comme les plus intéressantes du point de vue de la sûreté. L'option d'un entreposage sur la lune a été évoquée, mais son coût apparaissait rédhibitoire [173].

Parmi les moyens envisagés, une navette spatiale associée à un véhicule de transfert en orbite, ou un lanceur lourd²² (procédé déjà éprouvé en 1978 à l'occasion des missions sur la lune mais considéré comme nécessitant un bond technologique pour en alléger le coût), sont identifiés comme les plus adaptés.

Dans son rapport, la NASA évoque également le programme d'études mis en place pour concevoir le conditionnement des déchets. Pour ce travail de conception, la résistance thermique et la résistance mécanique constituent des paramètres tout particulièrement importants. Le colis de déchets doit en effet résister aux situations de transfert dans l'atmosphère et de chute au sol qui pourraient résulter d'un accident de l'engin spatial, tout en restant extrêmement léger (voir aussi [140], mentionnant les besoins en R&D). Le développement d'un démonstrateur de récupérabilité dans l'espace d'un colis qui aurait été incorrectement envoyé a également été envisagé par la NASA.

Les projets de la NASA ont été abandonnés pour des raisons de coût et de risques d'échec de lancement trop élevés. Des travaux plus ponctuels ont toutefois été poursuivis par des chercheurs du monde de l'aérospatiale américaine. Ils ont notamment conduit à approfondir l'examen des techniques de lancement [174][175], des risques d'accident et de la viabilité économique [176]. Soulevant le risque que les explorations spatiales futures entrent en collision avec des déchets envoyés insuffisamment loin de la Terre et que les observations astronomiques soient perturbées par ces sources locales de rayonnement, des chercheurs du Brookhaven National Laboratory ont étudié la possibilité d'utiliser un canon électrostatique placé dans une navette en orbite basse ou sur la lune pour envoyer des déchets contenant des produits de fission hors du système solaire [177]. Le recours à un propulseur ionique utilisé comme une fusée a également été envisagé, cette technique étant jugée moins énergivore qu'un véhicule « classique » de transfert en orbite [178].

L'envoi de déchets vers l'espace a également été étudié par d'autres pays, tels l'**URSS** (e.g. [179][180]) et le **Kazakhstan**. Pshenin & Suimenbaev (1996) ont ainsi étudié l'envoi de déchets radioactifs de haute activité par navette depuis la base du Kazakhstan vers une orbite intermédiaire et ont évalué la sûreté pendant les différentes étapes d'envoi. Ils ont suggéré que, pour des raisons politiques et économiques, les aspects juridiques, méthodologiques et scientifiques soient investigués conjointement par plusieurs pays sous les auspices d'organisations internationales des Nations Unies et de l'AIEA.

7.1.3 Etat de l'art et perspectives

Outre les coûts très élevés qui lui sont associés (e.g. [182][163][183]), l'option d'envoi dans l'espace de déchets radioactifs s'est heurtée à la difficulté de fiabiliser les techniques spatiales. Cette difficulté à maîtriser les risques a été soulignée par les accidents des navettes Challenger, en 1986, puis Columbia, en 2003. Ces accidents ont conduit à l'arrêt des recherches (e.g. [5]).

7.1.4 Et en France ?

L'option d'envoi dans l'espace de déchets radioactifs n'a pas fait l'objet de développement particulier en France.

7.2 L'immobilisation de déchets dans la glace

7.2.1 En quoi cela consiste-t-il ?

L'immobilisation de **déchets radioactifs exothermiques**²³ dans les épaisses couches de **glaces polaires** (« inlandsis ») de l'Antarctique ou du Groenland consiste à placer les conteneurs soit sur la glace, soit à faible profondeur, de manière à provoquer leur enfoncement progressif par **fusion de la glace** autour d'eux. Selon le mécanisme envisagé, la fusion

²² Un lanceur est une fusée capable de placer une charge utile en orbite autour de la Terre ou de l'envoyer dans l'espace interplanétaire. On parle de lanceur lourd lorsqu'il est capable de placer au moins 20 tonnes sur orbite basse.

²³ Les déchets exothermiques dégagent de la chaleur en raison de leur forte radioactivité (énergie libérée lors des désintégrations radioactives).

conduirait à la descente progressive des déchets au cœur de la glace et à leur emprisonnement du fait du regel de l'eau à l'issue de leur passage.

7.2.2 Les pistes explorées dans le monde

L'immobilisation des déchets exothermiques dans la glace a été étudiée par les États-Unis jusqu'aux années 1980 (e.g. [140][184][185]). Plusieurs options ont été envisagées (Figure 14). Elles consistent à :

- laisser les colis de déchets descendre progressivement jusqu'à la base de la glace sur le socle rocheux ;
- retenir les colis de déchets par des câbles de quelques centaines de mètres de long, bloquant ainsi leur descente afin de permettre leur récupérabilité pendant quelques centaines d'années et permettant un raccordement électrique à des instruments de surveillance placés en profondeur ;
- réaliser une installation de stockage en surface qui laisse la chaleur se dissiper et autorise la récupérabilité des colis de déchets jusqu'à ce que les neiges finissent par ensevelir l'installation.

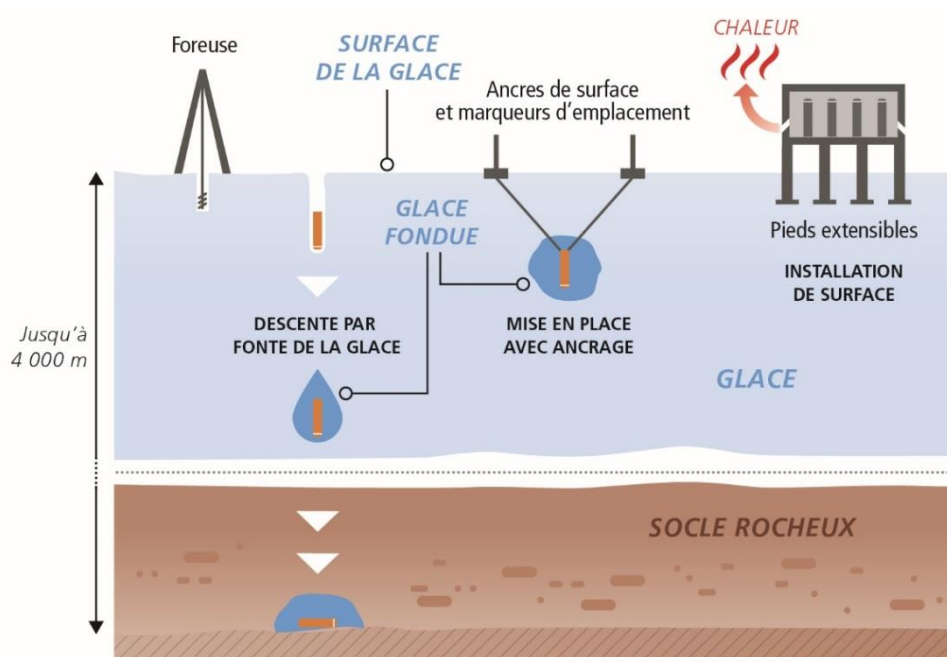


Figure 14 : Illustration des concepts tels qu'envisagés aux États-Unis en 1974 (d'après [140], modifié).

Après les premières investigations, les glaciologues ont mis en évidence la présence de poches salées piégées dans les glaces et souligné le risque de corrosion extrêmement rapide des aciers qu'elles pouvaient provoquer. Les problèmes de stabilité associés au mouvement des glaces sur le socle rocheux ainsi que l'impossibilité de garantir la durabilité des calottes glaciaires pour les centaines de milliers d'années nécessaires à la décroissance des déchets ont également été mis en avant [186][187].

Il convient enfin de mentionner que cette option pose les mêmes questionnements que celle de stockage en milieu marin en termes de risques liés au transport par bateau de déchets radioactifs sur des grandes distances [140].

7.2.3 État de l'art et perspectives

La possibilité d'élimination de déchets radioactifs dans les inlandsis du pôle Sud est formellement exclue par le Traité de 1959 sur l'Antarctique. Elle est également de fait inenvisageable pour les pays ayant pris l'engagement de gérer leurs déchets radioactifs à l'intérieur de leurs frontières nationales.

Une proposition d'amendement au traité de 1959 a toutefois été présentée par certains signataires (tels les États-Unis : cf. [140]) qui souhaitent y placer des déchets de haute activité. Un stockage sous la calotte glaciaire du Groenland a également été à plusieurs reprises envisagé [188][140].

7.2.4 Et en France ?

L'option d'immobilisation des déchets radioactifs dans la glace n'a fait l'objet d'aucun développement particulier en France.

8 REFERENCES

- [1] CNDP, 2019. Lettre de la Commission nationale du débat public au Directeur Général de l'IRSN. 15 février 2019.
- [2] CoRWM, 2005. Committee on Radioactive Waste Management report of Phase 2 of our work programme - August 2005. Document 1210. Committee on Radioactive Waste Management: London, UK.
- [3] CoRWM, 2006. Managing our radioactive waste safely - CoRWM's recommendations to Government. CoRWM Doc 700, July 2006, 195 p.
- [4] EKRA, 2000. Disposal Concepts for Radioactive Waste, Final Report. Swiss Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communication, Federal Office of Energy, Bern.
- [5] NWMO, 2005. Choosing a way forward - The Future Management of Canada's Used Nuclear Fuel. Draft study report, 304 p.
- [6] LAKA. Documentation and Research Centre on Nuclear Energy. 2- discussions, 8- Switzerland. www.laka.org/info/publicaties/afval/2-discussions-00/8-switzerland.htm
- [7] Hufschmied P., Wildi W., Aebersold M., Appel D., Buser M., Dermange F., Eckhardt A., Keusen H. D., 2002. Monitored long-term geological disposal: a new approach to the disposal of radioactive waste in Switzerland. European Nuclear. Conf. Lille, France, 2002, Transactions ENC, Lille, France.
- [8] CNSC, 2007. La science derrière le stockage sûr des déchets nucléaires : des décennies de recherche en réglementation. Planche publiée le 18 décembre 2017. www.nuclearsafety.gc.ca/fra/pdfs/DGR/DGR-chronology-full-graphic-fra.pdf
- [9] Vira J., 2003. Discussion on the "zero-option" in the context of Posiva's environmental impact assessment and application for the decision-in-principle. Topical Session on Overall Waste Management Approaches. NEA/RWMC (2002)6, Paris, France, 14th March 2002, p. 13-14.
- [10] Hedman T., 2003. Discussion and studies in Sweden on the "zero-option". Topical Session on Overall Waste Management Approaches. NEA/RWMC (2002)6, Paris, France, 14th March 2002, p. 15-16.
- [11] Sweden, 2008. Sweden's third national report under the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management. Ds 2008:73, Ministry of Environment.
- [12] Buser M., 2003. Long term waste management - Historical considerations and societal risks. Proceedings of an International Conference "Issues and trends in radioactive waste management", organized by IAEA in collaboration with the European Commission and the OECD NEA hosted by IAEA, Vienna, 9-13 December 2002, p. 161-182.
- [13] Greenpeace, Friends of the Earth, Cumbrians Opposed to a Radioactive Environment, 1987. Radioactive Waste Management: The Environmental Approach. Briefing paper. November 1987.
- [14] Nirex, 2002. Options for Radioactive Waste Management that have been considered by Nirex. Nirex Report No: N/049, May 2002, 39 p.
- [15] Netherlands, 2018. Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management - National Report of the Kingdom of the Netherlands for the Sixth Review Meeting. Ministry of Infrastructure and the Environment, The Hague, October 2017, 130 p.
- [16] Netherlands, 2010. Net-Enabled Radioactive Waste Management Database (NEWMDB), Country Waste Profile Report for Netherland for IAEA. Report published on July 8. 2011, 29 p.

- [17] United Kingdom, 2014. Implementing Geological Disposal. Policy paper published 24 July 2014 by Department of Energy & Climate Change, UK government, 55 p.
- [18] United Kingdom, 2017. The United Kingdom's Sixth National Report on Compliance with the Obligations of the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel and Radioactive Waste Management. Department for business, energy & industrial strategy, October 2017, 221 p.
- [19] Italy, 2017. Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management - Fifth Italian National Report. ISPRA, October 2017, 193 p.
- [20] NRC, 2014. Generic Environmental Impact Statement for Continued Storage of Spent Nuclear Fuel - Final Report- Public Comments. NUREG-2157 Volume 2, Published September 2014, 717 p.
- [21] AIEA, 2003. The long term storage of radioactive waste: safety and sustainability - A position paper of international experts. IAEA, Vienna, June 2003, 24 p.
- [22] Loi « Bataille », 1991. Loi n°91-1381 du 30 décembre 1991 relative aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs. www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000356548&categorieLien=id
- [23] CEA, 2005. Les déchets radioactifs à haute activité et à vie longue - Recherches et résultats - Séparation-transmutation des éléments radioactifs à vie longue, Axe 1 - Séparation-transmutation des éléments radioactifs à vie longue, Axe 3- Conditionnement et entreposage de longue durée. Enjeux, questions et réponses. Débat public, juin 2005, 20 p. cpdp.debatpublic.fr/cdpd-dechets-radioactifs/docs/pdf/docs-complementaires/contribution-cea.pdf
- [24] CNE, 2006. Rapport global d'évaluation de recherches conduites dans le cadre de la loi du 30 décembre 1991. Rapport de la Commission Nationale d'Evaluation des recherches sur la gestion des déchets radioactifs, janvier 2006, 38 p.
- [25] ASN, 2006. Avis de l'ASN du 1er février 2006 sur les recherches relatives à la gestion des déchets à haute activité et à vie longue (HAVL) menées dans le cadre de la loi du 30 décembre 1991, et liens avec le PNGDR-MV.
- [26] Global Chance, 2018. L'entreposage à sec des combustibles nucléaires irradiés : pas si bête... Bernard Laponche, Le Club Mediapart, vendredi 4 mai 2018. www.global-chance.org/L-entreposage-a-sec-des-combustibles-nucleaires-irradies-pas-si-bete
- [27] Greenpeace, 2019. La crise mondiale des déchets nucléaires - Rapport commandé par Greenpeace France, janvier 2019, 106 p.
- [28] Loi n°2006-739 du 28 juin 2006 de programme relative à la gestion durable des matières et des déchets radioactifs. www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000240700
- [29] DOE, 1999. A Report to Congress: A Roadmap for Developing Accelerator Transmutation of Waste. (ATW) Technology, DOE/RW-0519. Washington, D.C., U.S. Department of Energy, Office of Civilian Radioactive Waste Management, October 1999, p. 1-4.
- [30] HCTISN, 2018. Présentation du "Cycle du combustible" français en 2018. www.hctisn.fr/IMG/pdf/HCTISN_rapport_cycle_2018_cle0af1f2.pdf.
- [31] ACSEPT, 2012. Actinide reCycling by SEParation and Transmutation. Deliverable D0.1.14, FINAL PROJECT REPORT Part I: Publishable Summary & Part II: Use & Dissemination of Foreground, 64 p.

- [32] Nash, K.L, Lumetta, G.J., 2011. Advanced separation techniques for nuclear fuel reprocessing and radioactive waste treatment. Woodhead Publishing Limited, 15th March 2011, 512 p.
- [33] WNN, 2017. China begins building pilot fast reactor - World Nuclear News - 29 December 2017. www.world-nuclear-news.org/NN-China-begins-building-pilot-fast-reactor-2912174.html
- [34] CIAE, 2017. The Progress of the Gen-IV Reactor in China. Fast Reactor Development Council Strategy Working Group (4) - Handouts 4th Strategy Working Group. Thursday, September 14, Ministry of Economy, Heisei, Japan.
- [35] WNN, 2019. Indian government takes steps to get nuclear back on track - World Nuclear News - 11 February 2019. www.world-nuclear-news.org/Articles/Indian-government-takes-steps-to-get-nuclear-back.
- [36] ASME, 1979. Experimental Breeder Reactor I - Idaho National Engineering Laboratory. A National Historic Mechanical Engineering Landmark, American Society of Mechanical Engineers, 15 June 1979.
- [37] Westfall C., 2004. Vision and reality: The EBR-II story. Nuclear News, p. 25-32, February 2004.
- [38] Jensen S.E., Olgaard P.L., 1995. Description of the Prototype Fast Reactor at Dounreay. Nordic nuclear safety research NKS/RAK-2 (95) TR-C1, December 1995, 45 p.
- [39] Soga T., Ito C., Aoyama T. and Suzuki S., 2009. Fuels and materials research under the high neutron fluence using a fast reactor Joyo and post-irradiation examination facilities. Conference: Joint 14th international conference on fusion reactor materials, ICFRM-14 and IAEA satellite meeting on cross-cutting issues of structural materials for fusion and fission applications. September 2009, Sapporo, Japan.
- [40] Yanagisawa T., 2011. Monju, modified. Nuclear Engineering International, 4 March 2011. archive.is/20130130012503/http://www.neimagazine.com/story.asp?storyCode=2059044
- [41] Nuklearforum, 1999. Le Kazakhstan arrête le BN-350. 28.06.1999. www.nuklearforum.ch/fr/actualites/e-bulletin/le-kazakhstan-arrete-le-bn-350
- [42] GIF, 2014. Technology roadmap update for Generation IV Nuclear energy systems - Document émis par Le GIF en janvier 2014.
- [43] OCDE, 2009. Forum international Génération IV (GIF). Rapport AEN annuel 2009, p. 39. www.oecd-nea.org/pub/activities/ar2009/fr/gif.pdf
- [44] Powermag, 2016. Russia Accelerates Efforts to Build Advanced Nuclear Reactors. Sonal Patel. 10/01/2016. www.powermag.com/russia-accelerates-efforts-build-advanced-nuclear-reactors/
- [45] Nilsen T., Kudrik I., Nikitin A., 1997. Bellona Report nr. 2:96. spb.org.ru/bellona/ehome/russia/nfl/705.htm
- [46] van Rooijen W.F.G., 2009. Gas-Cooled Fast Reactor: A Historical Overview and Future Outlook. Science and Technology of Nuclear Installations 2009(2), 11 p.
- [47] Kloosterman J. L., SAMOVAR consortium, 2017. 20 - Safety assessment of the molten salt fast reactor (SAMOFAR). In: Molten Salt Reactors and Thorium Energy, Ed. Thomas J. Dolan, Woodhead publishing, p. 565-570.
- [48] Ignatiev V. V., Feynberg O., Gnidoi I., Merzlyakov A., Surenkov A., Uglov V., Zagnitko A. V., Subbotin V., Sannikov I., Toropov A., Afonichkin V., Bovet A., Khokhlov V. A., Shishkin V., Kormilitsyn M. V., Lizin A. A., Osipenko A., 2014. Molten salt actinide recycler and transforming system without and with Th-U support: Fuel cycle flexibility and key material properties. Annals of Nuclear Energy, 64, p. 408-420.
- [49] OCDE, 2012. Vers un cycle du combustible nucléaire durable. Rapport AEN n° 6981, Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire, 203 p.

- [50] Ichimura E., Takaki N., Schram R.P.C., Klein Meulekamp R., Bakker K. , 2004. Iodine transmutation studies using metal iodide targets. *Journal of Nuclear Materials*, 334, p. 149-158.
- [51] Furukawa K., Kato Y., Ohmichi T., Ohno H., 1982. The combined system of accelerator molten-salt breeder and molten-salt converter reactor. *Proceedings of the Japan-U.S. Seminar on Thorium Fuel Reactor*, Nara, Japan, October 18-22, 1982, p. 271-281.
- [52] Bowman C.D., Arthur E.D., Lisowski P.W., Lawrence G.P., Jensen R.J., Anderson J.L., Blind B., Cappiello M., Davidson J.W., England T.R., Engel L.N., Haight R.C., 1992. Nuclear energy generation and waste transmutation using an accelerator-driven intense thermal neutron source. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A*, Volume 320, Issue 1-2, p. 336-367.
- [53] Carminati F., Geles C., Klapisch R., Revol J. P., Roche Ch., Rubio J. A., Rubbia C., 1993. An Energy Amplifier for Cleaner and Inexhaustible Nuclear Energy Production Driven by a Particle Beam Accelerator. CERN/AT/93-47 (ET).
- [54] Andriamonje S. *et al.*, 1995. Experimental determination of the energy generated in nuclear cascades by a high energy beam. *Physics Letters*, Volume 348, Issue 3-4, 6 April 1995, p. 697-709.
- [55] Arnould H. *et al.*, 1999. Experimental verification of neutron phenomenology in lead and transmutation by adiabatic resonance crossing in accelerator driven systems. *Physics Letters*, Volume 458, Issue 2-3, p.167-180.
- [56] MYRRHA. Site internet myrrha.be/fr/myrrha-en-bref/
- [57] Tajima T., Dawson J.M., 1979. Laser electron accelerator. *Physical Review Letters*, 43, p. 267.
- [58] Strickland D., Mourou G., 1985. *Optics Communications*. Vol.56 (3), p. 219-221.
- [59] Schroeder C. B., Leemans W., Esarey E., 2009, Eds., *Proceedings of the Advanced Accelerator Concepts Workshop (AIP, New York)*, Vol. 1086.
- [60] Tajima T., Necas A., Mourou G., Gales S., Leroy M., 2018. Laser-Driven Fusion-Triggered Liquid Transmutator. 8th ICUIL Conference, Lindau, Germany, Sept. 12, 2018.
- [61] Necas A., Tajima T., Binderbauer M., Mourou G., Gales S., Leroy M., Tanner J., Hatfield K., TAE Team , 2018. A Beam-Fusion-Triggered Transmutator; Transparent, Monitored and Controlled Realtime Bulletin of the American Physical Society, 2018/11/7.
- [62] Kervran C.L. , 1962. *Transmutations Biologiques, Métabolismes Aberrants de l'Azote, le Potassium et le Magnésium*, Librairie Maloine S.A., Paris.
- [63] Guéguen L, Allez M, 1970. Quelques considérations sur les prétendues transmutations biologiques. *Comptes rendus Acad. Agric. France*, séance d'octobre : 2018-1027.
- [64] Heller R., 1972. Les sursauts inquiétants des «transmutations biologiques». In: *Raison présente*, n°23, Juillet - Août - Septembre 1972. Crise de la science ou crise de la société ? p. 99-106.
- [65] Guéguen L., 1972. Mise au point sur les prétendues transmutations biologiques. *Bulletin INRA*, 72, p.1-4.
- [66] Guéguen L., 1972. L'agriculture a-t-elle besoin de transmutations biologiques ? *Agriculture*, 357, 4 p.
- [67] Vysotskii V.I., Kornilova A.A. (2010). *Nuclear transmutation of stable and radioactive isotopes in biological systems*. Pentagon Press, New Delhi.
- [68] Takashita K., 2012. The reality of frittage. Ed. Sakumei-sha, Japon, 172 p.

- [69] Bibérian J.P., 2012. Biological transmutations: historical perspective. *J. Condensed Matter Nucl. Sci.*, 7, p. 11-25.
- [70] New Energy Times, 2016. University of Utah, Simple experiment' results in sustained n-fusion at room temperature for first time. newenergytimes.com/v2/reports/UniversityOfUtahPressRelease.shtml
- [71] Fleischmann M., Pons S., and Hawkins M., J., 1989. Electrochemically induced nuclear fusion of deuterium. *Electroanal. Chem.*, 261, p. 301.
- [72] DOE, 1989. A Report of the Energy Research Advisory Board to the United States Department of Energy, Novembre 1989, DOE/S-0073 DE90 005611.
- [73] Ledingham K. W. D., Spencer I., McCanny T., Singhal R. P., Santala M. I. K., Clark E., Watts I., Beg F. N., Zepf M., Krushelnick K., Tatarakis M., Dangor A. E., Norreys P. A., Allott R., Neely D., Clark R. J., Machacek A. C., Wark J. S., Cresswell A. J., Sanderson D. C. W., Magill J., 2000. Photonuclear Physics when a Multiterawatt Laser Pulse Interacts with Solid Targets. *Physical Review Letters*, 84, p. 899.
- [74] Al-Khalili J, Gelletly B, Ireland D and Nuttall W J, 2003. EPSRC Report: Nuclear Waste Transmutation Research - UK Perspectives. www.ph.surrey.ac.uk/npg/transmutation
- [75] Perry M. D., Stuart B. C., Tietbohl G., Britten J. A., Brown C., Herman S., Golick B., Kartz M., Miller J., Powell H. T., Vergino M., Yanovsky V., 1999. Petawatt laser pulses. *Optics Letters*, Vol. 24, Issue 3, p. 160-162.
- [76] DOE, 1999. Report to Congress: A Roadmap for Developing Accelerator Transmutation of Waste (ATW) Technology DOE/RW-0519.
- [77] Cowan T. E., Hunt A. W., Phillips T. W., Wilks S. C., Perry M. D., Brown C., Fountain W., Hatchett S., Johnson J., Key M. H., Parnell T., Pennington D. M., Snavely R. A., Takahashi Y., 2000. Photonuclear Fission from High Energy Electrons from Ultraintense Laser-Solid Interactions. *Physical Review Letters*, 84, p. 903.
- [78] Schwoerer H., Ewald F., Sauerbrey R., Galy J., Magill J., Rondinella V., Schenkel R., Butz T., 2003. Fission of actinides using a tabletop laser. *Europhys. Lett.* 61 (1), p. 47.
- [79] Ledingham K., Magill J., McKenna P., Yang J., Galy J., Schenkel R., Rebizant J., McCanny T., Shimizu S., Robson L., Singhal R. P., Wei M. S., Mangles S. P. D., Nilson P., Krushelnick K., Clarke R. J., Norreys P. A., 2003. Laser-driven photo-transmutation of ¹²⁹I - A long-lived nuclear waste product. *Journal of Physics D Applied Physics* 36 No 18, p.79-82.
- [80] CEA, 2005. Les déchets radioactifs à haute activité et à vie longue - Recherches et résultats - Séparation-transmutation des éléments radioactifs à vie longue, Axe 1. Rapport final, décembre 2005, 157 p.
- [81] CEA, 2012. Séparation-transmutation des éléments radioactifs à vie longue. Tome 2, décembre 2012, 85 p.
- [82] CEA, 2015. Avancées des recherches sur la séparation-transmutation et le multi-recyclage du plutonium dans les réacteurs à flux de neutrons rapides. Juin 215, 352 p.
- [83] CEA, 2017. Astrid, un démonstrateur technologique pour la quatrième génération de réacteurs nucléaires. Publié le 19 octobre 2017. www.cea.fr/Pages/domaines-recherche/energies/energie-nucleaire/astrid-option-quatrieme-generation.aspx?Type=Chapitre&numero=3
- [84] Heuze, F.E., 1981. On the Geotechnical Modelling of High-Level Nuclear Waste Disposal by Rock Melting. Lawrence Livermore Laboratory, Livermore, CA, USA. UCRL-53183.

- [85] Cohen J. L., Steinborn T. L., 1979. The Rock-Melt Approach to Nuclear Waste Disposal in Geological Media. In: G. J. McCarthy *et al.* (eds.), *Scientific Basis for Nuclear Waste Management*, Plenum Press, New York, p. 261-264.
- [86] Cohen J. J., Lewis A. E., Braun R. L., 1972. In Situ Incorporation of Nuclear Waste in Deep Molten Silicate Rock, *Nuclear Technology*, 14:1, p. 76-88.
- [87] Schwartz L. L., Cohen J.J., Lewis A.E., Braun R.L., 1978. High-Level Radioactive Waste Isolation by Incorporation in Silicate Rocks. *Peaceful Nuclear Explosions V*, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria, IAEA-TC-81-5/4.
- [88] Hardee H. C., Sullivan W. N., 1974. An Approximate Solution for Self-Burial Rates of Radioactive Waste Containers, Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM, SLA-73-0931.
- [89] Logan S. E., 1974. Deep Self-Burial of Radioactive Wastes by Rock-Melting Capsules, *Nuclear Technology*, 21:2, p. 111-124.
- [90] Kascheev V.A., Nikiforov A.S., Poluektov, P.P., Polyakov A.S., 1992. Toward a theory of self-disposal of high-level waste. *Atomnaya Energiya* 73, 215-221.
- [91] Chen W., Hao J., Chen Z., 2013. A Study of Self-Burial of a Radioactive Waste Container by Deep Rock Melting. *Science and Technology of Nuclear Installations*, Volume 2013, Article ID 184757, 6 p.
- [92] Klett R.D., 1974. Deep Rock Nuclear Waste Disposal Test: Design and Operation. Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM, USA. SAND-74-0042.
- [93] Bertram L. A., 1976. Mechanics Analysis for Deep Rock Disposal of Radioactive Wastes, Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM, USA, SAND-76-007.
- [94] Angelo J. A., 1976. Nuclear Waste Management by In Situ Melting, Ph.D., Department of Nuclear Engineering, University of Arizona, Tucson, AZ; University Microfilms, Ann Arbor, MI, USA.
- [95] Gibb F.G.F., 1999. High-temperature, very deep, geological disposal: a safer alternative for high-level radioactive waste? *Waste Management*, 19, p. 207-211.
- [96] Gibb F.G.F., 2003. Granite recrystallization: the key to the nuclear waste problem? *Geology*, 31, p. 657-660.
- [97] Attrill P.G., Gibb F.G.F., 2003. Partial melting and recrystallization of granite and their application to deep disposal of radioactive waste: Part 1—Rationale and partial melting; Part 2. Recrystallization. *Lithos*, Volume 67, Issues 1-2, p. 103-117, p. 119-133.
- [98] Yang P., Wang Y., Rodriguez M. A., Brady P. V., 2019. Rock-welding materials development for deep borehole nuclear waste disposal. *Materials Chemistry and Physics*, 221, p.178-187.
- [99] AIEA, 1998. Situation radiologique sur les atolls de Mururoa et de Fangataufa. Radiological assessment reports series. Rapport principal, 310 p.
- [100] Sénat, 2012. Proposition de loi relative au suivi des conséquences environnementales des essais nucléaires français en Polynésie française. Rapport du Sénat n°244, par R. Courteau, enregistré à la Présidence du Sénat le 11 janvier 2012, 46 p.
- [101] Sun R.J., 1980. Site Selection and Investigation for Subsurface Disposal of Radioactive Wastes in Hydraulically Induced Fractures, US Geological Survey, Open-file Report 80450 US GS, Reston, VA.
- [102] Weeren H.O., Coobs J.H., Haase S.C., Sun R.J., Tamura I., 1982. Disposal of Radioactive Wastes by Hydraulic Fracturing Rep. ORNL/CF-81/245, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee (may 1982).

- [103] AIEA, 1983. Disposal of radioactive grouts into hydraulically fractured shale. AIEA Technical Report Series n° 232.
- [104] NRC, 1972. An Evaluation of the Concept of Storing Radioactive Waste in Bedrock Below the Savannah River Plant Site. National Research Council.
- [105] Russia, 2017. The Fifth National Report of the Russian Federation on compliance with the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management. Moscow, 2017, 140 p.
- [106] Compton K. L., Nivikov V., Parker F. L., 2000. Deep Well Injection of Liquid Radioactive Waste at Krasnoyarsk-26: Volume I. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria, RR-00-1, February 2000, 113 p.
- [107] Savaleva E. A., Utkin S. S., Ponizov A. V., Sharafutdinov R. B., Dorofeev A. N., Kudryavtsev E. G., Pron I. A., Kononov V. Yu., 2017. Evolution of the safety case for liquid radioactive waste geological repositories. Radioactive Waste N°1, 2017, p. 37-43.
- [108] CoRWM, 2004a. Direct Injection. CoRWM Document 623, NNC Report prepared on behalf of CoRWM, August 2004.
- [109] Nirex, 2005. Review of CoRWM Document No. 623 - Direct injection. Document Number 472939, April 2005, 23 p. www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000240700
- [110] Martial J. S., 2005. Injection dans un aquifère volcanique côtier : approche hydrogéologique d'une alternative à la gestion d'effluents : cas de la distillerie de Savanna, Bois Rouge, ile de la Réunion. Thèse de doctorat de Géologie, Université de la Réunion, 2005.
- [111] National Academy of Sciences, 1957. The Disposal of Radioactive Waste on Land. Report of the Committee on waste disposal of the division of earth science. National Academy of Sciences, National Research Council, Publication 519, September 1957.
- [112] Arnold B.W., Brady P.V., Bauer S.J., Herrick C., Pye S., Finger J., 2011. Reference Design and Operations for Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste. SAND2011-6749. Albuquerque, NM: Sandia National Laboratories.
- [113] Juhlin C., Walroth T., Smellie J., 1998. The Very Deep Hole Concept - Geoscientific Appraisal of Conditions at Great Depth. SKB Technical Report 98-05, Stockholm, Sweden.
- [114] AEN, 2003. Topical Session on Overall Waste Management Approaches. NEA/RWMC (2002)6, Paris, France, 14th March 2002.
- [115] Nirex, 2004. A Review of the Deep Borehole Disposal Concept for Radioactive Waste. Nirex report no. N/108, Nirex (UK Nirex Ltd), UK.
- [116] Chapman N., Gibb F., 2003. A truly final waste management solution - is very deep borehole disposal a realistic option for HLW or fissile material? Radwaste Solutions 10 (4), p. 26-35.
- [117] Beswick A.J., Gibb F.G.F. and Travis K.P., 2014. Deep borehole disposal of nuclear waste: engineering challenges. Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Energy, 167 (2), p. 47-66.
- [118] AIEA, 2009. Borehole disposal facilities for radioactive waste. Specific Safety Guide n° SSG-1.
- [119] AIEA, 2017. Generic Post-closure Safety Assessment for Disposal of Disused Sealed Radioactive Sources in Narrow Diameter Boreholes. IAEA-TECDOC-1824.

- [120] AIEA, 2017. Model Regulations for Borehole Disposal Facilities for Radioactive Waste. IAEA-TECDOC-1827.
- [121] AIEA, 2018. Document Preparation Profile DDP n°512. Revision of SSG-1, version 1 dated 26 April 2018.
- [122] SKB, 2013. Review of geoscientific data of relevance to disposal of spent nuclear fuel in deep boreholes in crystalline rock. Niko Marsic, Bertil Grundfelt, Kemakta Konsult AB, September 2013, SKB P13-12, 28 p.
- [123] AFCN, 2011. Avis de l'AFCN sur les documents de l'ONDRAF : Projet de Plan Déchets (PPD) et Evaluations des Incidences sur l'Environnement (EIE). Note 10-149-F, 02/02/2011-05-07, 7 p.
- [124] AFCN, 2015. Avis de l'AFCN sur le Programme National du 10 avril 2015. Note externe 2015-04-29-AW-5-4-1-FR 2015-05-07, 5 p.
- [125] Sandia, 2013. Deep Borehole Disposal Research: Demonstration Site Selection Guidelines, Borehole Seals Design, and RD&D Needs. Sandia for U.S. Department of Energy, FCRD-USED-2013-000409, SAND2013-9490P October 25, 2013, 149 p. + annexes.
- [126] Tollefson J., 2014. US seeks waste research revival. *Nature*, 507, p. 15-16.
- [127] Cornwall W., 2015. Deep sleep, boreholes drilled into earth's crust get a fresh look for nuclear waste disposal. *Science*, 349, p.132-135.
- [128] Brady P. V., Freeze G. A., Kuhlman K. L., Hardin E. L., Sassani D. C., MacKinnon R. J., 2016. Deep borehole disposal of nuclear waste. *Geological Repository Systems for Safe Disposal of Spent Nuclear Fuels and Radioactive Waste*, Chapter X, 2nd Edition Ed. Joonhang Ahn and Michael Apted.
- [129] Bracke G., Charlier F., Liebscher A., Schilling F. R., Röckel T., 2017. About the Possibility of Disposal of HLRW in Deep Boreholes in Germany. *Geosciences* 2017, 7, 58, 17 p.
- [130] DOE, 2016. Studying the feasibility of deep boreholes. Department of Energy, USA, December 19, 2016, 4 p.
- [131] *Science*, 2017. Protests spur rethink on deep borehole test for nuclear waste. By Paul Voosen, Sep. 27, 2016.
- [132] DOE, 2014. Assessment of Disposal Options for DOE-Managed High-Level Radioactive Waste and Spent Nuclear Fuel. October 2014, 46 p.
- [133] USA, 2017. Sixth National Report for the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management. U.S. Department of Energy, USA, October 2017, 215 p.
- [134] Bishop W. P. & Hollister C.D., 1974. Seabed disposal: where to look. *Nuclear technology*, 24 (3), p. 425-443.
- [135] Talbert D.M., 1980. Subseabed Radioactive Waste Disposal Feasibility Program: Ocean Engineering Challenges for the 80's. Conference: OCEANS '80, October 1980.
- [136] Hollister C. D., Anderson D. R., Heath G. R., 1981. Subseabed Disposal of Nuclear Wastes. *213 Sci.* 1321, p. 1321-1326.
- [137] Seabed Programs Division, 1983. The Subseabed Disposal Program: 1983 Status Report, SAND83-1387, Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM.
- [138] Ove Arup, 1984. A Review of Emplacement Studies, DOE/RW/84/070, Department of the Environment, UK.
- [139] Nirex, 2004. Description of Long-term Management Options for Radioactive Waste Investigated Internationally, United Kingdom Nirex Limited, N/050, May 2004.
- [140] Battelle, 1974. High-level radioactive waste management alternatives. Ed. K. J. Schneider and A. M. Platt, BNWL-1900, May 1974, Prepared for the U.S. Atomic Energy Commission under contract AT(45-1):1830, Volume 1: summary, background and data base, evaluation methodology, 494 p.; Volume 3: ice sheet disposal, seabed

disposal, 329 p.; Volume 4: waste partitioning, extraterrestrial disposal, transmutation processing, 504 p.; May 1974.

- [141] Hickox C.E., Gartling D.K., McVey D.F., Russo A. J., Nuttall H.E., 1980. Analysis of heat and mass transfer in sub-seabed disposal of nuclear waste. *Marine Geotechnology* 5(3-4).
- [142] Nuttall H. E., Ray A. K, Davis E. J., 1981. An Analysis of Diffusional Ion Transport in Ocean Sediments: Subseafloor Disposal of Radioactive Waste. *Nuclear technology* 52(2), p. 260-272.
- [143] Phillips C. R., Pai H. L., 1977. Environmental impact of radioactive waste management in the nuclear industry. *Water Air and Soil Pollution* 8(2), p. 145-163.
- [144] Nadis, 1996. The Sub-Seabed Solution. *The Atlantic Monthly*; October 1996; Volume 278, No. 4, p. 28-39. stoppingclimatechange.com/Barge%20-%20Sub-Seabed%20Waste%20Solution%20-%2096.10.pdf
- [145] Porcheron J., 1983. Stockage de déchets de haute activité dans les sédiments marins profonds - I Généralités. IPSN/DSN/SRS/SESTR, RAPPORT SESTR 82/88.
- [146] Andra, 2017. Les déchets radioactifs immergés - Dossier thématique de l'Inventaire national des matières et déchets radioactifs, 16 p., mars 2017.
- [147] AIEA, 1999. Inventory of radioactive waste disposals at sea. AIEA - TECDOC 1155- August 1999.
- [148] OCDE, 1968. Disposal of radioactive waste into Atlantic ocean, OCDE NE (68)3 - 21 Mars 1968.
- [149] OCDE, 1990. Coordinated research and environmental surveillance programme (CRESP) related to sea disposal of radioactive waste - OCDE, rapport d'activités 1986-1990.
- [150] « Convention de Londres », 1972. Convention sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets ou LC72, Londres, 1972. Entrée en vigueur le 30 août 1975. www.admin.ch/opc/fr/classified-compilation/19720413/201307310000/0.814.287.pdf
- [151] AIEA, 1989. L'immersion de déchets radioactifs dans l'océan: le point sur la question. Dominique P. Calmet, AIEA BULLETIN, 4/1989, p. 47-50.
- [152] Reyners P., 1981. Aspects juridiques de l'évacuation des déchets radioactifs sous les fonds marins. Association internationale du droit nucléaire, Palma de Mallorca, 27 sept.-1 oct. 1981.
- [153] OCDE, 2000. Geological disposal of radioactive waste - Review of developments in the last decade. 109 p.
- [154] Miles E.L., 2014. Sub-seabed disposal of high level radioactive waste: The policy context then and now. *The Oceans in the Nuclear Age: Legacies and Risks: Expanded Edition*, pp. 125-143.
- [155] Salter I., Wilson W., 2013. Sub-seabed disposal of radioactive waste. *International Journal of Nuclear Law (IJNUCL)*, Vol. 1, No. 2.
- [156] Isacks B.L., Oliver J., Sykes L., 1968. Seismology and the New Global Tectonics. *Journal of Geophysical Research*, Vol 73, No 18, p. 5855-5899.
- [157] Bostrom R. C., Sheriff M. A., 1970. Disposal of Waste Material in Tectonic Sinks. *Nature*, vol. 228.
- [158] Silver E.A. 1972. Subduction Zones: Not Relevant to Present-day Problems of Waste Disposal. *Nature*, volume 239, p. 330-331.
- [159] Lallemand S.E., P. Schnurle and J. Malavieille, 1994. Coulomb theory applied to accretionary and non-accretionary wedges - Possible causes for tectonic erosion and/or frontal accretion. *J. Geophys. Res.*, 99, B6, 12033-12055.

- [160] Alden A., 2017. Why Not Dispose of Waste in Ocean Trenches? ThoughtCo. Updated March 17, 2017. www.thoughtco.com/dont-dispose-waste-in-ocean-trenches-1441116
- [161] Fyfe W.F., Babuskat V., Price N.J., Schmid E., Tsang C.F., Uyeda S., Velde B., 1984. The geology of nuclear waste disposal. *Nature*, 310, p. 537- 540.
- [162] Fyfe W.S., 1999. Nuclear Waste isolation: an urgent international responsibility. *Engineering Geology*, 52, p. 159-161.
- [163] CoRWM, 2004. Disposal in Subduction Zones, CoRWM Document No 627.
- [164] Nirex, 2005. Review of CoRWM Document No. 625 Subseabed disposal. April 2005 Document Number 471699 Nirex (UK Nirex Ltd), UK.
- [165] Nirex, 2005. Review of CoRWM Document No. 627 Disposal in subduction zones. April 2005 Document Number 472942 Nirex (UK Nirex Ltd), UK.
- [166] Baird J., 2005. Disposal of high-level material in subduction zones - a rebuttal. www.nwmo.ca/-/media/Site/Reports/2015/11/11/06/32/1287_baird-submissiononthetopic_cho.ashx
- [167] Ottensmeyer F.P., 2008. Subduction for permanent disposal of long-lived highly radioactive nuclear waste. CNS/CNA student conference on sustainable development through nuclear technology; Toronto, Ontario (Canada); 1-4 Jun 2008.
- [168] Royal Society, 2006. The long-term management of radioactive waste: the work of the Committee on Radioactive Waste Management (CoRWM). The Royal Society report, Policy document 01/06, January 2006, 12 p.
- [169] STUK, 2017. Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management - 6th Finnish National Report. STUK-B 218, October 2017, 120 p.
- [170] SSM, 2018. Spent nuclear fuel repository. www.stralsakerhetsmyndigheten.se/en/areas/radioactive-waste/spent-nuclear-fuel-repository/
- [171] SKB, 2018. Extending the SFR. January 2018. www.skb.se/publikation/2570733/Fact-sheet_Extending_the_SFR.pdf
- [172] Carlin E. M., Hinga K. R., Knauss J. A., 1984. The international program to study seaseabed disposal of high-level radioactive wastes. Prepared by Pacific Northwest Laboratory under agreement B-A2978-A-G, Battelle, PNL-4938, UC-70, January 1984, 68 p.
- [173] NASA, 1978. R. E. Burns, W. E. Causey, W. E. Galloway, and R. W. Nelson, Nuclear Waste Disposal in Space. NASA technical paper 1225, May 1978, 178 p.
- [174] Salked R., Beichel R., 1980. Nuclear waste disposal in space: implications of advanced space transportation. *Acta Astronautica* Vol. 7, p. 1373-1387.
- [175] Coopersmith J., 1999. Disposal of high-level nuclear waste in space. *Space Studies Institute (SSI)*, p. 111-115.
- [176] Rice E.E., Denning R.S., Friedlander A.L., Priest C.C., 1982. Preliminary risk benefit assessment for nuclear waste-disposal in space. Technical Report, NASA/CR-162028, United States.
- [177] Takahashi H., Chen X., 1996. Disposal of type-II long-lived fission products into outer space. Report BNL-64127, STAIF 96: space technology and applications international forum; Albuquerque, NM (United States); 7-11 Jan 1996, 7 p.

- [178] Takahashi H., Yu A., 1997. Use of an ion thruster to dispose of the type II long lived fission products into outer space. STAIF-97: Space technology and applications international forum; Albuquerque, NM (United States), 26-30 Jan 1997, AIP Conference Proceedings, v. 387(1), p. 1347-1352.
- [179] Egorov, N. N. *et al.*, 1991. Fuel Management in the USSR and New Way to Solve the Problem. Moscow Radio-Technical Institute of the USSR Academy of Sciences, Atomic Energy Industry Radioactive Waste Handling Problem, ISBN 5-201-09424-4.
- [180] Cherkashin Y.G. 2004. Zakhoronenie radioaktivnykh i drugikh vysokotoksichnykh otkhodov vblizi poverkhnosti solntsa. Atomnaya Strategiya, 21, September 2004, p. 21-22.
- [181] Pshenin, E., Suimenbaev, B., 1996. Selection of the trajectory for radioactive wastes disposal in the outer space. International Science and Technology Center (Kazakhstan); National Nuclear Center of the Republic of Kazakhstan (Kazakhstan) ; 22-26 Oct 1996; Proceedings, Akhmetov, T.; Vagin, S.; Urezchenko, V. (eds.), 357 p; p. 110-111.
- [182] Walthert O., 1981. Nuclear waste disposal in outer space. Journal Umschau in Wissenschaft und Technik; v. 81(6); p. 183-184.
- [183] DEFRA, 2002. Identification of Information Needed to Decide with Confidence on the Long Term Management of Options for Long Lived Radioactive Waste. Wilkinson Environmental Consulting Ltd., October 2002, DEFRA Report No: DEFRA/RAS/02.014.
- [184] Schneider K.J., Platt, A.M., 1974. High-level radioactive waste management alternatives. Chapitre 5. Ice sheet disposal. Report BNWL-1900 (VOL.3), May 1974; 310 p.
- [185] Gould L.M., 1975. Permanent disposal of high level radioactive wastes in the Antarctic ice sheet. Hetrick, D.L. (ed.); p. 322-326; 1975; p. 322-326; American Nuclear Society; Hinsdale, IL; ANS topical meeting on nuclear safety; Tucson, Arizona, USA; 5 Oct 1975.
- [186] Bentley C., Colqui B., Nye J., Schapiro G., Vaugelade J., Zeller E. and the members of SCAR Working Group on Glaciology, 1975. The disposal of radioactive wastes in the antarctic ice sheet. Polar Record, Volume 17, Issue 110, May 1975, p. 578-579.
- [187] Mathers C., 1978. Disposal of high level waste in polar ice sheets. Australian Physicist; v.15 (2), p. 24-25.
- [188] Zeller E.J., Saunders D.F., Angino E.E., 1973. Putting Radioactive Wastes on Ice- A Proposal for an International Radionuclide Depository in Antarctica. Bulletin of the Atomic Scientists, Volume 29, Issue 1.
- [189] Goguel *et al.*, 1988. Le rapport Goguel, stockage des déchets radioactifs en formations géologiques - Mini dossier, Supplément au bulletin mensuel n°64, septembre 1988, 27 p.



LA PRÉSIDENTE

Paris, le 15 FEV. 2019

Monsieur le Directeur général,

Pour faire suite aux échanges que vous avez eu avec Madame Isabelle HAREL-DUTIROU, Présidente de la Commission particulière du débat public PNGMDR, je vous confirme la demande de mise en place d'un partenariat avec l'IRSN. Afin de compléter l'information du dossier du maître d'ouvrage, il s'agirait de réaliser deux expertises :

1. Expertise relative à l'analyse des possibilités d'entreposage à sec des combustibles radioactifs

A la demande de la Commission d'enquête parlementaire sur la sûreté et la sécurité des installations nucléaires, vous avez réalisé, en juin 2018, un rapport sur « l'entreposage du combustible nucléaire usé : concepts et enjeux de sûreté ». Dans ce rapport, vous illustrez les modes possibles d'entreposage des combustibles usés sur la base d'une courbe de décroissance de la puissance thermique de deux combustibles types, représentatifs des gestions de combustibles actuelles d'EDF, et des caractéristiques des concepts de transport et d'entreposage, sous eau ou à sec, actuellement mis en œuvre en France et de par le monde. En particulier, vous faites état, pour les entreposages à sec, d'une puissance maximale de 2 kW par assemblage combustible. Cette valeur est déterminante pour définir la durée minimale de refroidissement des assemblages combustibles usés avant mise en œuvre d'un tel mode d'entreposage.

En complément de ce rapport, et dans le cadre du débat public PNGMDR, nous souhaiterions disposer, pour début avril 2019, de votre analyse concernant :

-l'éventuelle compatibilité de certains combustibles usés MOX et URE actuellement entreposés sous eau avec un entreposage à sec ;

-les évolutions envisageables des concepts actuels de transport et d'entreposage à sec qui permettraient de revoir les valeurs repères de puissance thermique des assemblages combustibles usés mentionnées dans le rapport IRSN de juin 2018 (6 kW pour le transport et 2 kW pour l'entreposage à sec)".

Monsieur Jean-Christophe NIEL
Directeur Général de l'IRSN
BP 17
92 262 FONTENAY-AUX-ROSES

2. Expertise relative à l'état des lieux au niveau international des recherches sur les alternatives au stockage géologique des déchets HA-VL

Avec la loi de 2006, la France a décidé de retenir le stockage géologique profond comme solution de référence pour gérer sur le très long terme les déchets radioactifs les plus dangereux (déchets de haute activité et moyenne activité à vie longue ou déchets HA-MAVL). Cette décision est intervenue à l'issue d'un processus d'évaluation de plusieurs options envisageables. Trois axes définis par la loi de 1991 ont été plus précisément explorés :

- la recherche de solutions permettant la séparation et la transmutation des éléments radioactifs à vie longue présents dans les déchets de haute activité ;
- l'étude des possibilités de stockage réversible ou irréversible dans les formations géologiques ;
- l'étude de procédés de conditionnement et d'entreposage de longue durée en surface de ces déchets.

Les résultats obtenus pour ces trois axes et les fondements du choix retenu dans la loi de 2006 sont présentés dans le dossier du maître d'ouvrage pour le débat public sur le plan national de gestion des déchets et des matières radioactives.

Le dossier du maître d'ouvrage indique : « le déploiement d'un stockage géologique profond présente des enjeux exceptionnels, de par sa durée qui s'étale sur quatre générations (un siècle environ). Un tel projet doit donc être conçu de façon à pouvoir intégrer, d'une part, les progrès technologiques et les évolutions de politique énergétique et, d'autre part, de répondre aux attentes de la société civile tout au long de sa vie. »

Afin de répondre à ces enjeux, le législateur a instauré un principe de réversibilité du stockage pour une durée d'au moins cent ans. La récupérabilité constitue l'une des formes prévues pour l'application de ce principe. Elle offre aux générations futures la possibilité de revenir sur le choix du stockage géologique profond comme mode de gestion des déchets radioactifs, en permettant de récupérer des colis de déchets déjà stockés et de mettre en œuvre une éventuelle solution alternative.

Afin de compléter l'information contenue dans le dossier du maître d'ouvrage et d'apprécier la vraisemblance d'une telle éventualité, il paraît important de disposer d'un panorama des différentes alternatives qu'il est aujourd'hui possible d'imaginer. Nous souhaiterions pour cela que vous rassembliez dans un document une description sommaire des principales options qui ont pu être explorées dans le passé au niveau international, ainsi qu'un état des recherches qui se poursuivent aujourd'hui dans le monde pour mettre au point des solutions de gestion des déchets HAVL alternatives au stockage géologique profond. Nous souhaiterions disposer de ce document pour début avril.

Je vous remercie à l'avance de l'engagement de votre institut dans cette démarche au service de la démocratie participative et de la transparence de l'information, valeurs communes à nos deux institutions.

Je vous prie de croire, Monsieur le Directeur général, à l'assurance de ma considération distinguée.

Bien cordialement.


Chantal JOUANNO