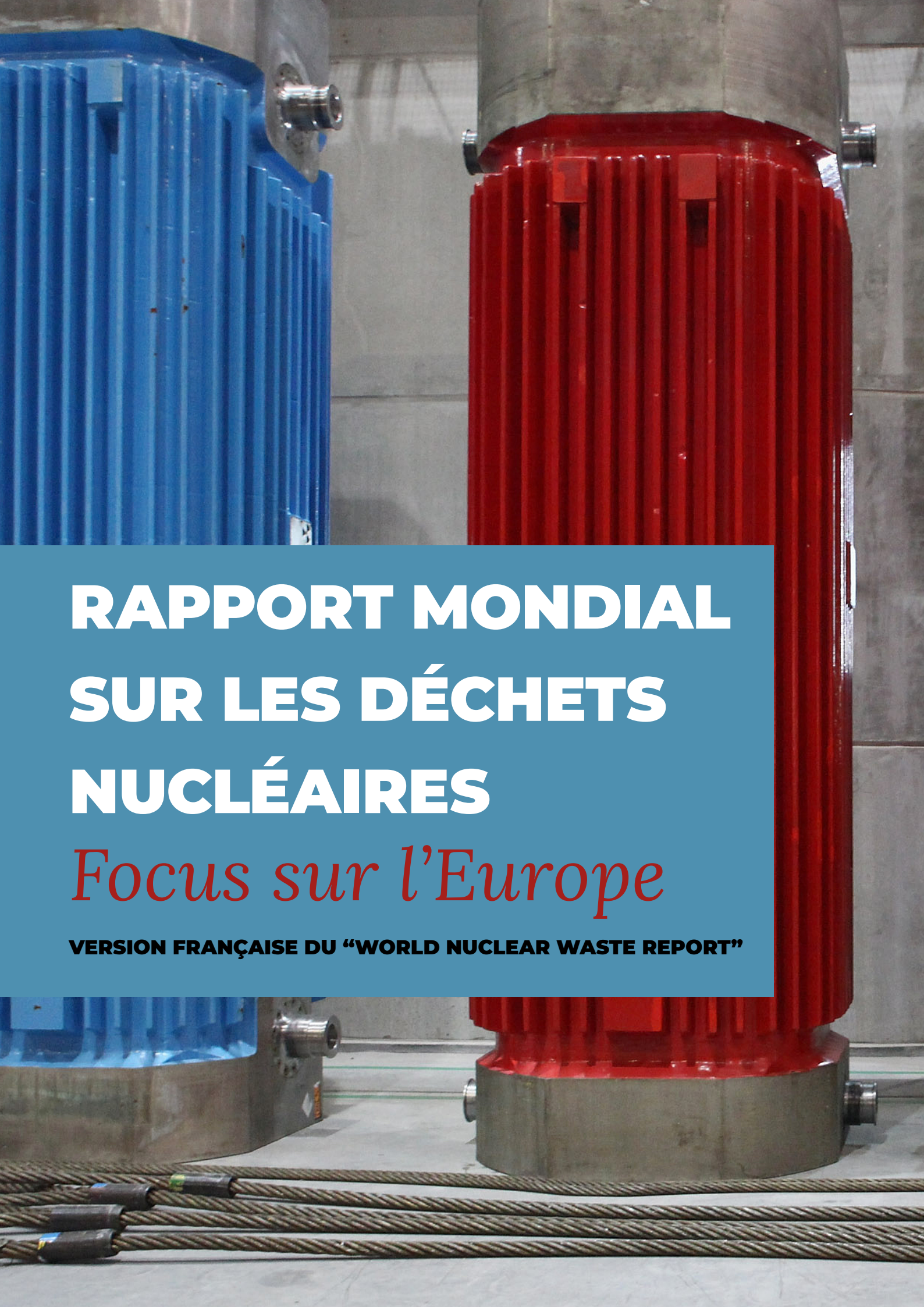




RAPPORT MONDIAL SUR LES DÉCHETS NUCLÉAIRES

Focus sur l'Europe

VERSION FRANÇAISE DU "WORLD NUCLEAR WASTE REPORT"



PARTENAIRES ET SPONSORS



Ce rapport n'aurait pas été possible sans le généreux soutien d'un groupe diversifié d'amis et de partenaires, en particulier – par ordre alphabétique – la Fondation Altner-Combecher, la Bäuerliche Notgemeinschaft Trebel, Bund für Umwelt und Naturschutz (BUND), Bürgerinitiative Umweltschutz Lüchow-Dannenberg e.V., le Climate Core Group et les députés Verts/ALE du Parlement Européen, la Fondation Heinrich-Böll et ses bureaux de Berlin, Bruxelles, Paris, Prague et Washington DC, KLAR ! Suisse, Annette et Wolf Römmig, ainsi que la Fondation Suisse de l'Énergie (SES). Merci à tous d'avoir permis la réalisation de ce projet !



PRÉFACE

Il y a plus de quarante ans, dans ma région, la forêt avoisinant le village de Gorleben a été sélectionnée pour l'implantation du centre national de stockage des déchets nucléaires. Ce site – aujourd'hui au centre du pays, mais alors situé juste à la frontière entre Allemagne de l'Est et de l'Ouest – était destiné à accueillir toute une infrastructure dédiée au retraitement, au conditionnement, à l'entreposage et au stockage des déchets nucléaires. La société responsable (fermée depuis longtemps) prévoyait d'ouvrir le stockage destiné aux combustibles usés dans le dôme de sel dit de Gorleben-Rambow en 1999.

Après Fukushima, le gouvernement allemand a décidé pour la seconde fois de sortir du nucléaire. L'expérience de la catastrophe nucléaire de 2011 au Japon a également entraîné la révision des projets de stockage de Gorleben. Après près de 40 ans de débats et de luttes au sujet de Gorleben, le gouvernement et le parlement allemands ont opté pour un nouveau processus participatif de sélection du site destiné à accueillir le stockage des déchets hautement radioactifs. Se tourner vers le passé, sur ces 40 dernières années, puis vers l'avenir, sur les nombreuses décennies qui s'écouleront avant qu'un stockage ne puisse être disponible, illustre les difficultés que l'Humanité devra surmonter pour faire face à l'héritage éternel du nucléaire. Au regard de l'aventure de 40 ans de tentatives de stockage à Gorleben et des nombreux problèmes et difficultés que nous connaissons, il est irréaliste d'envisager la mise en exploitation d'un stockage géologique avant la seconde moitié de notre siècle.

L'Allemagne n'est pas le seul pays en quête d'un site de stockage approprié, ou confronté à des décisions difficiles concernant les déchets radioactifs. Au cours des 15 dernières années, en tant que Députée européenne, j'ai suivi les diverses tentatives de sortie du nucléaire, au sein de l'Union Européenne comme en-dehors. Une initiative importante, lancée par Mycle Schneider, à Paris, proposait de détricoter la fable d'une renaissance du nucléaire au niveau mondial. Avec son équipe, il publie le *World Nuclear Industry Status Report*, un rapport annuel qui illustre le triomphe des énergies renouvelables face au nucléaire, en raison à la fois des risques immenses et des coûts élevés associés au recours à la technologie nucléaire. Ces dernières années, lors des présentations de ce rapport annuel, nous avons été régulièrement interpellés sur l'absence de la problématique des déchets nucléaires, et ce en particulier en raison de son impact sur le coût du nucléaire.

Au cours des dernières années, j'ai également suivi de près les efforts déployés par la Commission Européenne pour obtenir une meilleure vision globale et parvenir à la mise en place d'un cadre commun pour le démantèlement, la gestion des déchets radioactifs, le stockage, et les provisions financières. Les questions récurrentes, et les résultats décevants des initiatives de la Commission Européenne, m'ont poussée à relever ce défi avec l'idée du **WORLD NUCLEAR WASTE REPORT (WNWR)**. Dans cette première édition, notre équipe d'expert.e.s européen.ne.s décrit les technologies, stratégies, processus préparatoires, ainsi que les moyens financiers consacrés à la gestion définitive des déchets. Nous sommes convaincu.e.s que l'information issue des divers contextes nationaux devrait être à la fois plus accessible et plus facilement comparable. Malgré les conventions internationales relatives aux déchets nucléaires, les catégories formant les systèmes de classification des déchets elles-mêmes diffèrent d'un pays à l'autre.

Le stockage géologique en profondeur est l'une des tâches les plus ambitieuses et les plus complexes au monde

Les risques spécifiques qu'engendrent les déchets nucléaires nécessitent un confinement sûr pour un million d'années. Par ailleurs, les stratégies de stockage assurent la réversibilité au moins pendant une période limitée. La négligence et le mépris au sein de l'industrie nucléaire et des gouvernements pro-nucléaires face aux risques des déchets nucléaires ont plutôt suscité la méfiance que la confiance des citoyens. Une tâche difficile nous attend : la recherche d'une solution qui serait la meilleure possible et la plus responsable. S'acquitter de cette tâche exige de la société, des politiciens, des citoyens, de la science et de l'industrie, de faire preuve de plus d'ouverture et de patience, d'investir plus d'argent, d'afficher une plus grande volonté de reconnaître erreurs et échecs, ainsi que de repenser approches et stratégies. Ceci est vrai pour tous les pays qui ont ou ont eu recours à l'énergie nucléaire, ou sont dotés d'armes nucléaires.

Cette première édition du **WNWR** couvre un large spectre d'enjeux majeurs, et même si elle est bien plus volumineuse que prévu elle n'est bien évidemment pas exhaustive. Les contraintes de financement en déterminent en partie l'envergure. Elle a aussi été limitée par le fait que nous n'ayons pas eu accès aux données complètes, ni à des auteurs qualifiés pour traiter l'ensemble des pays concernés. Nous envisageons le **WNWR** comme une publication périodique qui serait régulièrement actualisée et enrichie de thématiques complémentaires, et couvrirait à l'avenir davantage de pays. Les éditions futures pourraient inclure d'autres problématiques importantes et trop peu souvent étudiées, telles que l'engorgement de l'entreposage temporaire, et la comparaison entre le démantèlement immédiat et le confinement sécurisé après l'arrêt définitif des réacteurs nucléaires. Cette question se fait plus pressante lorsque de grandes centrales nucléaires sont démantelées en l'absence de capacités d'entreposage ou de stockage disponibles, comme c'est le cas en Allemagne.

Dans tous les pays, la quantité de déchets nucléaires s'accroît, les capacités d'entreposage sont limitées, le stockage final n'est toujours pas disponible, et le coût de la gestion des déchets augmente. Certains gouvernements répondent à cette difficulté en assouplissant les normes imposées à l'industrie, par exemple en relevant les seuils au-dessus desquels les déchets issus du démantèlement sont classés comme radioactifs. La libération d'une partie de ces déchets devrait également figurer parmi les sujets abordés dans la prochaine édition.

Une majorité des auteurs actuels préconise le stockage géologique profond des déchets hautement radioactifs, à condition que celui-ci obéisse à des conditions claires et ambitieuses en termes de processus de sélection, d'exploration et d'autorisation du site. Il existe un consensus fort sur le fait que la recherche, le débat scientifique et les échanges impliquant politiciens et citoyens engagés, sont gravement insuffisants. Malgré le soutien au stockage géologique profond, nous sommes convaincus que le débat sur les alternatives ne doit pas être éludé, et que cette problématique demande plus d'attention, probablement dans la prochaine édition. Il n'existe actuellement aucune garantie de la faisabilité des sites de stockage géologique envisagés. Au final, alors que le travail sur cette première édition du **WNWR** arrive à son terme, je vois déjà de nombreuses thématiques à aborder dans de futures éditions.

Après avoir travaillé sur la problématique des déchets nucléaires ainsi que sur le processus allemand de sélection de site depuis 1975, il me faut considérer que cela prendra encore plusieurs générations avant qu'un site de stockage basé sur les meilleures solutions disponibles ne puisse être ouvert et mis en service. C'est pourquoi je pense qu'il est de notre devoir de transmettre à la génération qui vient une part de l'expérience et des connaissances que nous, en tant que critiques de l'énergie nucléaire, avons acquises à ce jour. C'est aux générations futures qu'incombera de trouver une solution pour les déchets nucléaires – héritage éternel de la brève ère nucléaire. Dans la réalisation de ce rapport, je vois la collaboration entre jeunes et anciens comme une contribution précieuse à la relève des générations. Le processus doit toujours cibler les solutions. Nous pouvons renoncer à l'énergie nucléaire, mais nous ne pouvons renoncer aux déchets nucléaires et leurs risques éternels.

Mes remerciements et ma gratitude vont à tou.te.s les auteur.e.s, contributeurs.trices, et tou.te.s ceux.celles qui nous ont soutenus par leur travail, leurs connaissances, et leur financement.

Dickfeitzen, Wendland, non loin de Gorleben, en juin 2019

REBECCA HARMS

AVANT-PROPOS DE LA VERSION FRANÇAISE

COMMENT GÉRER DES DÉCHETS QUI RESTENT DANGEREUX APRÈS PLUSIEURS CENTAINES DE MILLIERS D'ANNÉES ?

Tous les Etats qui ont fait le choix du nucléaire – qu'il s'agisse d'un usage civil ou militaire – doivent faire face à ce problème colossal.

En dépit du discours parfois répandu par certains, le nucléaire n'est pas une « énergie propre » : à chaque étape, de l'extraction d'uranium, à son traitement, à son exploitation comme à son retraitement ou encore au démantèlement des installations, la filière électronucléaire produit des substances radioactives qui doivent être gérées, et donc stockées, le temps que leur radioactivité atteigne un niveau tolérable pour la santé humaine et l'environnement.

Cette problématique, parfois complexe à cerner, n'est pas qu'une question technique qui relève uniquement de l'avis d'ingénieur-e-s ou d'expert-e-s de l'industrie nucléaire : elle est une question démocratique en ce qu'elle nous concerne non seulement tous et toutes, mais également les générations futures.

Et c'est bien là tout l'intérêt du présent rapport, qui vise à donner aux citoyen-ne-s des clés de compréhension fiables, étayées, et à rendre disponibles des informations souvent difficiles à trouver et encore très peu comparées.

Rédigé par une dizaine d'expert-e-s de haut niveau et grâce au travail conjoint de nombreux partenaires, le *Rapport Mondial sur les Déchets Nucléaires* (version française du *World Nuclear Waste Report*) entend donner les informations de base sur la problématique des déchets nucléaires : types et quantité de déchets produits et stockés dans le monde, risques associés à ces déchets, coûts de leur traitement, solutions existantes ou avancées pour leur gestion et leur stockage. Le bureau de Paris de la Fondation Heinrich Böll est heureux d'avoir pu contribuer à la diffusion de ce rapport en le rendant accessible en langue française.

La France et l'Allemagne sont, avec le Royaume-Uni, les premiers pays européens en termes de quantité de combustible usé entreposé. Nos deux pays doivent donc faire face à leurs responsabilités en définissant, dans une démarche impliquant pleinement les citoyen-ne-s, les solutions à mettre en œuvre pour traiter les déchets nucléaires tout en limitant les risques pour les populations et pour l'environnement, et en assurant l'information et la protection des générations futures.

La France n'a toujours pas de solution opérationnelle pour le stockage des déchets de faible et moyenne activité à vie longue et des déchets de haute activité. Plusieurs experts jugent que les coûts, et donc le financement du traitement de ces déchets sont largement sous-estimés. En Allemagne, la sélection d'un nouveau site de stockage géologique pour les déchets de haute activité doit aboutir en 2031, à l'issue d'un processus défini en 2013 par un compromis transpartisan et fédéral.

Ces éléments contribuent à la réflexion sur l'avenir de l'énergie atomique : si l'Allemagne s'achemine vers une fermeture de l'intégralité de ses centrales d'ici 2022, la France n'a toujours pas pris de décision quant à l'avenir de sa filière électronucléaire. La Fondation Heinrich Böll entend apporter sa participation à ce débat, en permettant notamment l'échange entre les acteurs de la transition énergétique et de l'énergie citoyenne de part et d'autre du Rhin.

Nous espérons que ce rapport pourra alimenter la réflexion des citoyen-ne-s européen-ne-s sur ce sujet, et que cette version francophone permettra d'enrichir un débat public indispensable autour de ces questions en France.

JENS ALTHOFF

Directeur du bureau de Paris de la Fondation Heinrich Böll



REMERCIEMENTS

Le **WORLD NUCLEAR WASTE REPORT (WNWR)** est un projet collectif porté par un groupe d'experts renommés souhaitant attirer l'attention sur la question des déchets radioactifs, un défi majeur auquel aucune solution à long-terme n'a été apportée à ce jour. Il a été initié par Rebecca Harms et le premier concept général a été élaboré par Wolfgang Neumann, Mycle Schneider et Gordon MacKerron.

Le noyau du projet **WNWR** (Rebecca Harms, Mycle Schneider, Arne Jungjohann et Anna Turmann) s'est mis à l'œuvre dès le milieu de l'année 2018 pour trouver des partenaires, obtenir des financements, identifier des contributeurs potentiels, et enfin, publier le rapport. Rebecca Harms a assuré le cadrage général et Arne Jungjohann la rédaction en chef et la coordination du projet. Anna Turmann a fourni un travail inestimable de coordination, d'organisation, de secrétariat de rédaction et de gestion de budgets. Mycle Schneider et Gordon MacKerron ont apporté leur conseil pertinent et avisé à l'élaboration du projet.

Nous sommes très reconnaissants de l'excellent travail livré par les contributeurs, un groupe diversifié d'experts internationaux ayant chacun rédigé un ou plusieurs chapitres : Manon Besnard, Marcos Buser, Ian Fairlie, Gordon MacKerron, Allison MacFarlane, Eszter Matyas, Yves Mariganc, Edvard Sequens, Johan Swahn et Ben Wealer. [Une liste des biographies](#) est disponible en fin de rapport.

Le **WNWR** a fortement bénéficié de la relecture – partielle ou exhaustive – des corrections, modifications et commentaires de Andrew Blowers, Craig Morris, Mycle Schneider, Marcos Buser, Gordon MacKerron, Johan Swahn, Julie Hazemann et Markku Lehtonen. Silvia Weko a apporté une aide précieuse par sa relecture minutieuse, l'édition des tableaux et des notes de bas de pages, et la mise au point de la feuille de style pour la rédaction des contributions.

Nous tenons à remercier l'Agence des Énergies Renouvelables basée à Berlin, et en particulier Andra Kradolfer pour la conception graphique et une mise en tableaux et en graphiques réussie.

Le site internet du projet **WNWR** accessible à l'adresse www.worldnuclearwastereport.org a été conçu par Arne Jungjohann. On y trouvera des informations supplémentaires et les éventuelles actualisations.

Le **WNWR** contient une quantité très importante de données factuelles et chiffrées. Nous mettons tout en œuvre pour nous assurer de leur exactitude et les revérifier, mais personne n'est parfait. Contributeurs et éditeurs apprécieront toute correction ou suggestion visant à améliorer le rapport qui serait portée à leur attention.

Pour la version française, nous tenons à remercier Julie Hazemann pour son aide précieuse dans la traduction et l'adaptation avec l'aide de Nina Schneider et nous tenons à remercier également Yves Marignac, Céline Violet et Mathilde Horville.

POUR CITER CE RAPPORT :

Rapport mondial sur les déchets nucléaires. Focus sur l'Europe. 2020. Paris.

NOTES CONCERNANT LA TRADUCTION

CHOIX TERMINOLOGIQUES

En principe, le stockage est par définition une solution à vocation *définitive*, et l'entreposage une solution *temporaire* ou *provisoire*. Même si l'usage de ces adjectifs est donc a priori redondant, nous les avons conservés dans de nombreux cas où cette précision nous paraissait néanmoins utile ; c'est en particulier vrai dans le cas de l'entreposage pour le différencier de l'entreposage de longue durée ou entreposage à long terme.

Il n'existe pas de terme français correspondant strictement à *disposal* et *disposed waste*. Nous avons généralement privilégié la distinction entre une situation temporaire ou définitive que portent ces termes et utilisé ainsi le terme *stockage*, *stockage final* ou *définitif* ; dans de rares cas nous avons utilisé *évacuation* pour l'un (mais pas le terme parfois utilisé mais trompeur *d'élimination*) et *déchets (définitivement) stockés* pour l'autre. L'expression *déchets stockés* (en particulier dans les tableaux) comprend par exemple les déchets qui ont été immergés (comme le fait la France dans les rapports soumis à la Convention commune sous l'appellation « déchets définitivement stockés »).

Nous avons généralement traduit *repository*, qui désigne en anglais à la fois le lieu et les ouvrages concernés, par les termes de *centre* ou *site de stockage*, parfois directement *stockage*. Ce terme est parfois traduit par *dépôt de déchets* ; nous n'avons de manière générale pas retenu cette expression, sauf dans le cas de la Suisse où c'est la terminologie officielle.

L'équivalent usuel du terme *decommissioning* est *démantèlement*, même si celui-ci désigne a priori plutôt en anglais le processus réglementaire (dont l'équivalent formel est *déclassement*) que technique (désigné en anglais par *dismantling*). Nous avons donc privilégié l'usage de *démantèlement*, mais le terme *déclassement* a notamment été conservé là où il fait directement référence à des documents l'utilisant, et en particulier la Convention commune.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES ET CITATIONS

Les références bibliographiques n'ont pas été modifiées par rapport à version anglaise du WNWR, à l'exception de la date de consultation donnée au format français. Lorsque le document cité existe en version française, elle a été utilisée pour les citations, et la mention « version française pour la traduction » a été ajoutée à la référence. Pour les documents de l'AIEA n'existant pas en français, d'autres documents de référence de l'agence ont généralement été utilisés pour conserver la cohérence de sa terminologie. Dans les autres cas, les citations ont été traduites.

Enfin, à la relecture, quelques points ont été corrigés ou précisés par rapport à la version anglaise.

TABLE DES MATIÈRES

Partenaires et sponsors	2
Préface	3
Avant-propos.....	5
Remerciements.....	6
Notes concernant la traduction.....	7
Faits Marquants.....	11
Résumé.....	13
Note du coordinateur : méthodologie et perspectives.....	18
1.INTRODUCTION.....	19
2. ORIGINES ET CLASSIFICATION.....	22
2.1 Types de déchets : la chaîne du combustible nucléaire.....	23
Extraction de l'uranium, concentration, traitement et fabrication de combustible.....	24
Fission nucléaire (irradiation du combustible)	25
Gestion des combustibles usés.....	25
Démantèlement des réacteurs (et des installations de la chaîne du combustible).....	25
2.2 Quantités de déchet et activité.....	26
2.3 Systèmes de classification et catégories.....	26
2.3.1 La classification de l'AIEA.....	27
2.3.2 La classification de l'Union Européenne	29
2.3.3 Exemples de classifications nationales	29
2.4 Résumé	30
3. QUANTITÉS DE DÉCHETS	33
3.1 Obligation d'inventaire.....	33
3.2 Quantités de déchets au long de la chaîne d'approvisionnement.....	33
Extraction d'uranium et fabrication de combustible.....	33
Déchets d'exploitation.....	34
Combustible utilisé.....	35
Déchets de démantèlement	36
Estimations des quantités de déchets au long de la chaîne d'approvisionnement.....	37
3.3 Quantités de déchets déclarées dans le cadre de la Convention commune.....	39
Extraction d'uranium et fabrication du combustible.....	39
Déchets de faible et moyenne activité.....	39
Combustible utilisé et déchets de haute activité.....	42
3.4 Résumé	45
4. RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES.....	47
4.1 Risques radiologiques des déchets nucléaires	47
4.2 Risques liés à l'extraction d'uranium, aux résidus miniers, à l'enrichissement et à la fabrication de combustibles.....	49
Risques sanitaires de l'exposition à l'uranium	49
Extraction de l'uranium	51
Résidus des mines d'uranium	51
4.3 Risques liés à l'exploitation	53
Risques liés aux déchets gazeux, liquides et solides.....	53
Risques pour les travailleurs du nucléaire.....	54
4.4 Risques liés au combustible utilisé.....	55

Risques liés à l'entreposage des combustibles usés en piscine.....	55
4.5 Risques liés au retraitement des combustibles usés.....	56
Matières fissiles.....	58
Combustible à oxyde mixte (MOX)	58
4.6 Risques liés au démantèlement.....	58
Poursuite des émissions de radionucléides des réacteurs démantelés.....	59
Expositions liées au démantèlement vs. expositions liées à l'exploitation	59
4.7 Résumé	59
5. LES CONCEPTS DE GESTION DES DÉCHETS.....	61
5.1 Aperçu historique.....	61
5.2 Contexte de la gestion des déchets nucléaires	66
5.3 Concepts de gestion des déchets nucléaires	68
Concepts de stockage définitif	68
Roches hôtes.....	69
Sites de stockage pour les déchets FMA.....	70
Sites de stockage pour les déchets HA.....	71
Stockage en puits profonds	74
5.4 Les stratégies temporaires : entreposage.....	75
Entreposage provisoire.....	75
Entreposage de longue durée	77
5.5 Résumé	78
6. COÛTS ET FINANCEMENT	80
6.1 Nature des systèmes de financement du démantèlement, de l'entreposage et du stockage.....	80
Responsabilité de base pour le démantèlement et la gestion des déchets.....	81
Présentation et nature des fonds	81
Accumulation des fonds	82
6.2 Estimations des coûts et expérience(s)	83
Méthodologie d'estimation des coûts	84
Coûts de démantèlement	84
Coût du stockage définitif.....	86
6.3 Mécanismes de financement	86
Mécanismes de financement du démantèlement.....	86
Mécanismes de financement de l'entreposage temporaire	89
Mécanismes de financement du stockage.....	89
Mécanismes de financement intégré.....	91
6.4 Conclusions	92
7. ÉTUDES DE PAYS	95
7.1 République tchèque.....	95
Contexte.....	95
Système de classification des déchets.....	95
Quantités de déchets.....	96
Politiques et équipements de gestion des déchets.....	97
Coûts et financement	98
Résumé	98
7.2 France.....	100
Contexte.....	100
Système de classification.....	100
Quantités de déchets.....	102
Politiques et équipements de gestion des déchets.....	104
Coûts et financement	106
Résumé	108

7.3 Allemagne.....	109
Contexte.....	109
Système de classification des déchets.....	110
Quantités de déchets.....	110
Gestion des déchets : politiques et installations.....	111
Coûts et financement	113
Résumé	114
7.4 Hongrie	116
Généralité	116
Système de classification des déchets.....	116
Quantités de déchets.....	117
Gestion des déchets : politiques et installations.....	118
Coûts et financement	119
Résumé	120
7.5 Suède	121
Contexte.....	121
Système de classification des déchets.....	122
Quantités de déchets.....	123
Gestion des déchets : politiques et installations.....	124
Coûts et financement	126
Résumé	127
7.6 Suisse.....	128
Contexte.....	128
Système de classification des déchets.....	129
Quantités de déchets.....	129
Gestion des déchets : politiques et installations.....	130
Coûts et financement	131
Résumé	132
7.7 Royaume-Uni	134
Contexte.....	134
Système de classification des déchets.....	135
Quantités de déchets.....	136
Gestion des déchets : politiques et installations.....	138
Coûts et financement	139
Résumé	140
7.8 États-Unis.....	141
Contexte.....	141
Système de classification des déchets.....	142
Quantités de déchets.....	143
Gestion des déchets : politiques et installations.....	144
Coûts et financement	146
Résumé	146

8. ABRÉVIATIONS.....147

9. CONTRIBUTEURS ET CONTRIBUTRICES149



FAITS MARQUANTS



CONCEPTS DE GESTION DES DÉCHETS

- **Aucun pays au monde ne dispose de site de stockage géologique profond en exploitation destiné au combustible usé.** La Finlande est actuellement le seul pays à construire un site de stockage définitif.
- **En dépit des multiples exemples de procédures de sélection ratées et d'abandons de sites, la préférence pour le stockage géologique prévaut.** Un fort consensus se dégage sur le fait que l'état actuel de la recherche et du dialogue avec la société civile n'est pas à la hauteur des enjeux.
- Alors que les sites de stockage géologique profond ne seront pas disponibles dans les décennies à venir, **les risques se reportent de façon croissante sur les installations d'entreposage qui commencent à être à court de capacité** : en Finlande, par exemple, le niveau de saturation de la capacité d'entreposage de combustible usé atteint 93 %.



QUANTITÉS DE DÉCHETS NUCLÉAIRES

- **Il y a plus de 60 000 tonnes de combustible usé entreposées à travers l'Europe (hors Russie et Slovaquie), dont la plupart en France.** Les combustibles usés sont considérés comme des déchets de haute activité et constituent l'essentiel de la radioactivité. En 2016, 81 % des combustibles usés européens se trouvaient en entreposage sous eau, pratique qui présente ses propres risques pour la sûreté.
- **Quelques 2,5 millions de m³ de déchets de faible et moyenne activité ont été produits en Europe.** Environ 20 % de ces déchets (0,5 million de m³) sont entreposés et 80 % (près de 2 millions de m³) ont été stockés définitivement.
- Le démantèlement des réacteurs européens **pourrait générer au moins 1,4 million de m³ de déchets de faible et moyenne activité supplémentaires.**
- **Sur toute sa durée de vie, le parc européen de réacteurs pourrait produire 6,6 millions de m³ de déchets nucléaires.** Tous entassés au même endroit, ils rempliraient un terrain de foot de 919 mètres de hauteur, dépassant de 90 mètres l'immeuble le plus haut du monde, le Burj Khalifa à Dubaï. Quatre pays comptent pour plus de 75 % de ces déchets : la France (30 %), le Royaume-Uni (20 %), l'Ukraine (18 %) et l'Allemagne (8 %).
- En dehors de la Russie qui continue à produire de l'uranium, **la France et l'Allemagne disposent des plus gros inventaires de déchets nucléaires issus de l'extraction d'uranium en Europe.**



FAITS MARQUANTS



COÛTS ET FINANCEMENT

- **Les gouvernements n'appliquent pas le principe pollueur-payeur de façon conséquente.** Alors que les exploitants sont responsables des coûts liés à la gestion, à l'entreposage et au stockage des déchets nucléaires, ces coûts peuvent finir par être supportés par les contribuables.
- **Les gouvernements ne parviennent pas à établir d'estimations correctes des coûts de démantèlement, d'entreposage et de stockage des déchets nucléaires, en raison d'incertitudes sous-jacentes.** Nombre d'entre eux basent leurs estimations de coûts sur des taux d'actualisation exagérément optimistes et des données obsolètes, ce qui entraîne d'importants déficits de financement des dépenses liées à la gestion des déchets.
- **Globalement, aucun pays n'a à la fois établi une estimation précise des coûts et comblé l'écart entre les fonds garantis et les coûts estimés.**



ORIGINES ET CLASSIFICATIONS

- **Les pays diffèrent considérablement dans leur façon de définir et classer les déchets nucléaires, et de déclarer les quantités de déchets produites.** Tous les pays publient une information régulière, mais tous ne le font pas de façon détaillée.
- En dépit de tentatives au niveau international pour établir des principes et pratiques communs en matière de sûreté, **des incohérences demeurent et rendent la comparaison complexe.** Les différentes approches nationales reflètent le manque de cohérence des modes de gestion des déchets nucléaires des différents pays.



RISQUES SANITAIRES ET ENVIRONNEMENTAUX

- **Les déchets nucléaires représentent un risque pour la santé,** dû aux rejets de routine de déchets gazeux et liquides des installations nucléaires, et à la dose collective globale liée au retraitement.
- **Le retraitement des combustibles usés est source de défis accrus,** dont les risques de prolifération, les expositions importantes pour les populations et la contamination de l'environnement.
- D'une manière générale, il y a un **manque d'informations complètes, quantitatives et qualitatives sur les risques associés aux déchets nucléaires.**



RÉSUMÉ

Le **WORLD NUCLEAR WASTE REPORT (WNWR)** montre que partout dans le monde les gouvernements peinent depuis des décennies à élaborer et mettre en œuvre des stratégies globales de gestion des déchets nucléaires. La tâche incombera en grande partie aux générations futures.



CONCEPTS DE GESTION DES DÉCHETS

Plus de 70 ans après le début de l'ère nucléaire, **aucun pays au monde ne dispose d'un site de stockage géologique profond en exploitation destiné aux combustibles usés**. La Finlande est actuellement le seul pays où un site de stockage définitif est en construction pour ce type de déchets les plus dangereux. Outre la Finlande, seules la Suède et la France ont de facto déterminé le lieu d'implantation d'un site de stockage des déchets de haute activité à

l'issue d'un processus de sélection précoce. Les États-Unis exploitent le WIPP (Waste Isolation Pilot Project), mais il s'agit d'un site destiné aux déchets transuraniens à vie longue provenant uniquement du programme nucléaire militaire, et non aux combustibles usés provenant des réacteurs commerciaux.

En dépit des multiples exemples de procédures de sélection ratées et d'abandons de sites, la gouvernance nationale et internationale actuelle affiche une préférence pour le stockage géologique. Ceci nécessite des conditions claires et ambitieuses sur le plan de la sélection de site, de la prospection et du processus d'autorisation. Il n'y a toutefois aucune garantie de la faisabilité d'un stockage géologique profond. C'est pourquoi les processus de sélection de tels sites de stockage doivent être mis en œuvre avec des précautions extrêmes, reposant sur la faisabilité industrielle, et assortis du contrôle approprié. Certains scientifiques considèrent que l'entreposage de longue durée, surveillé, dans un environnement protégé, serait plus responsable, plus rapide à réaliser, et devrait par conséquent être mis en œuvre. D'une manière générale, il y a un fort consensus pour dire que l'état actuel de la recherche, du débat scientifique, et des échanges avec les politiques et les citoyens impliqués, n'est pas à la hauteur des enjeux.

Le conditionnement, le transport, l'entreposage et le stockage des déchets nucléaires représentent dans tous les pays nucléaires des défis toujours plus importants. Ces évolutions mettent en évidence la pression à laquelle sont soumis **les gouvernements et les autorités pour améliorer la gestion des programmes d'entreposage et de stockage**. Il faut en conséquence que s'appliquent à la gouvernance des programmes des normes incluant la qualité de la planification, l'assurance qualité, la participation des citoyens et la culture de sûreté.

L'entreposage temporaire des combustibles usés et des déchets de haute activité va se poursuivre pendant un siècle ou plus. Et alors que les sites de stockage en formations géologiques profondes ne seront pas disponibles dans les prochaines décennies, les risques se reportent toujours d'avantage sur l'entreposage. Les pratiques actuelles en matière d'entreposage des combustibles usés et autres formes de déchets de moyenne et haute activité facilement dispersables n'ont pas été prévues pour le long terme. Elles représentent par conséquent un risque particulièrement élevé, toujours plus important, alors que d'autres options sont disponibles (solidification des liquides, entreposage à sec des combustibles usés) dans des installations plus sécurisées. L'entreposage prolongé des déchets nucléaires accroît les risques aujourd'hui, coûte des milliards supplémentaires, et reporte la charge aux générations futures.



QUANTITÉS DE DÉCHETS

Les pays européens ont produit plusieurs millions de mètres cubes de déchets (sans même compter les déchets de l'extraction et du traitement de l'uranium). Fin 2016, **la France, le Royaume-Uni et l'Allemagne étaient les plus gros producteurs européens de déchets nucléaires** issus de la chaîne du combustible.

Il y a plus de 60 000 tonnes de combustibles usés entreposées en Europe (hors Russie et Slovaquie), dont la plupart en France. Au sein de l'UE, la France compte pour 25 % de l'inventaire actuel de combustible usé, suivie par l'Allemagne (15 %) et le Royaume-Uni (14 %). Les combustibles usés sont considérés comme des déchets de haute activité. Bien qu'ils représentent des volumes relativement faibles, ils constituent la grande majorité de la radioactivité. Au Royaume-Uni par exemple, les déchets de haute activité représentent moins de 3 % du volume de déchets, mais près de 97 % de la radioactivité de l'inventaire. La plupart des combustibles usés sont entreposés en piscine de refroidissement (entreposage sous eau) pour évacuer la chaleur, tandis que la radioactivité décroît. En 2016, 81 % du combustible usé européen était entreposé sous eau. Il serait plus sûr de transférer ces combustibles usés vers l'entreposage à sec dans des installations distinctes. Une grande partie des combustibles usés entreposés en France et aux Pays-Bas doit être retraitée. La plupart des autres pays européens (Allemagne, Belgique, Bulgarie, Hongrie, Suède, Suisse, et plus récemment Royaume-Uni) ont suspendu sine die ou arrêté définitivement le retraitement. Les pays n'indiquent pas tous dans leurs rapports les quantités de combustible déjà retraitées. Dans la plupart des cas, seules sont précisées les quantités de déchets de haute activité vitrifiés issus du retraitement. Il en va de même pour les quantités importantes d'uranium du retraitement, de plutonium, de déchets de moyenne activité, et de combustible oxyde mixte (MOX) irradié qui nécessitent de longues périodes supplémentaires d'entreposage temporaire.

Environ 2,5 millions de m³ de déchets de faible et moyenne activité ont été produits en Europe (hors Slovaquie et Russie). Environ 20 % de ces déchets (0,5 millions de m³) sont entreposés, en attente de stockage définitif. Cette quantité ne cesse d'augmenter, alors qu'il n'existe nulle part de filière complète de stockage définitif. Environ 80 % de ces déchets (près de 2 millions de m³) ont été stockés définitivement. Ceci ne signifie pas pour autant que ceux-ci ont été éliminés avec succès pour les siècles à venir. Par exemple, le site de stockage de Asse II, situé dans une ancienne mine de sel en Allemagne, subit une intrusion permanente d'eau souterraine. Les quelques 220 000 m³ de ce mélange de déchets et de sel doivent être repris, une tâche complexe et très onéreuse. La quantité de déchets qu'il faut désormais gérer, constitués de ce mélange de sel et de déchets, se retrouve ainsi quintuplée. Ceci montre que le terme "stockage définitif" doit être utilisé avec précaution.

Le démantèlement des installations nucléaires produira des quantités supplémentaires très importantes de déchets nucléaires. Sans compter les installations de la chaîne du combustible, **le parc européen de réacteurs nucléaires pourrait produire au moins 1,4 million de m³ supplémentaires de déchets de démantèlement de faible et moyenne activité**. Il s'agit d'une estimation conservatrice, les expériences de démantèlement étant rares. Fin 2018, il y avait en Europe 142 réacteurs nucléaires en service (hors Russie et Slovaquie).

La production continue de déchets nucléaires et le futur démantèlement des installations nucléaires représentent un défi croissant, **les installations d'entreposage en Europe commençant lentement à manquer de place, en particulier pour les combustibles usés**. En Finlande, par exemple, le niveau de saturation de la capacité d'entreposage des combustibles usés atteint 93 %, et en Suède, celui de l'installation centralisée d'entreposage, CLAB, 80 %. Toutefois, les pays ne publient le niveau de saturation de leurs capacités d'entreposage, ce qui ne permet pas d'avoir une vision globale de la situation.

La production de déchets nucléaires du parc européen de réacteurs nucléaires sur toute sa durée de vie est estimée à 6,6 millions de m³ environ (hors Russie et Slovaquie). Si tous ces déchets étaient entassés au même endroit, ils rempliraient un terrain de foot de 919 mètres de hauteur, dépassant de 90 mètres l'immeuble le plus haut du monde, le Burj Khalifa à Dubaï. Ce calcul comprend les déchets d'exploitation, le combustible usé et les déchets de démantèlement des réacteurs nucléaires. A l'instar des précédentes, cette estimation s'appuie sur des hypothèses conservatrices. Les quantités réelles de déchets en Europe sont probablement plus élevées. **Avec une part de 30 %, la France est le plus grand producteur de déchets nucléaires en Europe, suivie par le Royaume-Uni (20 %), l'Ukraine (18 %) et l'Allemagne (8 %)**. Ces quatre pays représentent plus de 75 % des déchets nucléaires européens.

Mise à part la Russie, où se poursuit la production d'uranium, **l'Allemagne et la France disposent du plus important inventaire en Europe de déchets liés à l'extraction de l'uranium**. Officiellement, l'exploitation de l'uranium en France a généré 52 millions de tonnes de résidus miniers. L'ex-RDA (République démocratique

allemande) a extrait bien plus de minerai d'uranium que la France. L'héritage minier se compose d'une superficie de 32 km² d'installations, 48 terrils représentant un volume de 311 millions de m³ de roches de faible activité et quatre bassins de résidus renfermant 160 millions de m³ de boues radioactives. Aujourd'hui, l'UE importe la plupart de son uranium, ce qui engendre de grandes quantités de déchets nucléaires en dehors de l'Europe.



COÛTS ET FINANCEMENT

Les gouvernements affirment presque tous appliquer le principe pollueur-payeur en vertu duquel les exploitants sont responsables des coûts de gestion, entreposage et stockage des déchets nucléaires. **Dans la réalité, les gouvernements n'appliquent pas le principe pollueur-payeur de façon systématique.** La plupart des pays ne l'imposent que pour le démantèlement, et même là, dans certains cas le gouvernement reprend la charge du

démantèlement (comme dans celui des réacteurs de l'ex-RDA). La Bulgarie, la Lituanie et la République slovaque bénéficient d'une aide de l'UE pour le démantèlement, en contrepartie de la fermeture anticipée de leurs anciens réacteurs datant de l'ère soviétique. La plupart des pays n'imposent pas le principe pollueur-payeur pour les coûts liés au stockage des déchets. Les autorités nationales finissent toujours par assumer à des degrés divers les obligations et les engagements en matière de gestion à long terme et de stockage des déchets. Les exploitants sont toutefois tenus de contribuer au financement des dépenses de long terme. Même dans des pays où le principe pollueur-payeur est une obligation légale, celui-ci n'est que partiellement appliqué. Par exemple, l'exploitant d'un réacteur nucléaire ne sera pas tenu financièrement responsable en cas de problème survenant après la fermeture d'un site de stockage, comme c'est le cas pour celui de la mine de Asse II en Allemagne, où la récupération d'importantes quantités de déchets doit être financée par le contribuable.

Les gouvernements ne parviennent pas à estimer correctement les coûts de démantèlement, d'entreposage et de stockage des déchets nucléaires. L'ensemble des évaluations comporte des incertitudes sous-jacentes liées aux longues échelles de temps, hausses de coûts et estimations des taux d'actualisation (accumulation du fonds). Une des causes majeures de ces incertitudes est en particulier le manque d'expérience en matière de démantèlement et de stockage définitif des déchets. Seuls trois pays, les États-Unis, l'Allemagne et le Japon, ont mené à terme des projets de démantèlement (démantèlement complet) et ont ainsi pu produire des données. A la mi-2019, sur les 181 réacteurs arrêtés dans le monde, seuls 19 avaient été démantelés complètement, dont dix rendus à leur état d'origine ("greenfield"). Mais même ces expériences limitées font apparaître une grande marge d'incertitude, qui peut atteindre un facteur cinq. Aux États-Unis, les coûts allaient de 280 US\$/kW à 1 500 US\$/kW selon les réacteurs. En Allemagne, un réacteur a été démantelé pour 1 900 US\$/kW, un autre pour 10 500 US\$/kW.

De nombreux gouvernements basent leurs estimations de coûts sur des données obsolètes. Plusieurs pays étudiés ici, comme l'Allemagne ou les USA, s'appuient sur des études datant des années soixante-dix ou quatre-vingt, plutôt que sur le peu de données issues de cas réels. L'utilisation de données obsolètes, la plupart du temps élaborées par les exploitants, l'industrie ou les organismes publics, sont susceptibles d'aboutir à des évaluations low-cost et à des conclusions exagérément optimistes.

De nombreux gouvernements utilisent des taux d'actualisation exagérément optimistes. Leur utilisation systématique est un des principaux facteurs de sous-estimation des coûts de démantèlement et de gestion des déchets nucléaires. Un des aspects fondamentaux du financement du démantèlement et de la gestion des déchets est l'espoir de voir le fonds augmenter au cours du temps. En Allemagne par exemple, les 24 milliards d'euros mis de côté dans les fonds destinés la gestion des déchets sont censés presque quadrupler pour atteindre 86 milliards d'euros en 2099. Les taux d'actualisation utilisés sont très disparates, et tous les pays ne calculent pas les hausses de coûts, alors qu'elles seront vraisemblablement plus rapides que celles des taux d'inflation.

Afin de garantir la suffisance des fonds pour le démantèlement, la gestion et le stockage des déchets, les

mécanismes de financement doivent assurer des conditions sécurisées de placement pour les fonds (cantonement). Ils doivent également permettre de s'assurer que les ressources mises en réserve sont suffisantes pour couvrir les coûts réels. Certains pays remplissent une de ces conditions, mais pas les deux.

Il existe de grandes différences dans la façon dont les pays prévoient le financement de la gestion, de l'entreposage et du stockage des déchets. Ils n'exigent pas tous que les fonds destinés au démantèlement soient gérés en externe, de manière séparée des exploitants ou des titulaires des licences. Dans certains cas, le démantèlement est toujours financé par le biais de fonds internes séparés et affectés, alors que le financement de la gestion à long terme des déchets est géré en externe dans la plupart des pays. Le financement du démantèlement et du stockage est complexe ; dans la plupart des cas, plusieurs systèmes de financement co-existent dans un seul pays.

Il ressort des différentes approches nationales que les gouvernements ne définissent pas toujours précisément ce que comprend le "démantèlement". La gestion des déchets nucléaires est un aspect important du démantèlement, tout comme la gestion des combustibles usés, mais elles n'entrent pas toujours dans sa définition, ce qui rend difficile les comparaisons de coûts entre pays. **Les processus de démantèlement, entreposage et stockage des déchets sont fortement dépendants les uns des autres. C'est pourquoi un fonds intégré externe, séparé et affecté semble l'approche la plus adaptée pour le financement de ces coûts futurs.** Quelques pays seulement ont adopté cette solution, en particulier la Suède, le Royaume-Uni et la Suisse, même si cette dernière dispose de deux fonds, un pour la désaffectation, l'autre pour les déchets. **Aucun pays n'a sécurisé le financement total du démantèlement, de l'entreposage et du stockage de ses déchets nucléaires.** Un défi à relever pour l'ensemble des pays électronucléaire.

À ce jour, aucun pays n'a à la fois estimé précisément les coûts et comblé l'écart entre les fonds garantis et les estimations de coût. Dans la plupart des cas, seule une fraction des fonds nécessaires a été mise de côté. Les fonds mis de côté en Suède pour le démantèlement et la gestion des déchets ne couvrent pour l'instant que deux tiers des coûts estimés, moins de la moitié au Royaume-Uni (pour les réacteurs en service), et pas même un tiers en Suisse. On observe la même situation pour le financement du stockage. La France et les États-Unis ont mis de côté des fonds pour le stockage qui ne couvrent qu'un tiers environ des coûts estimés. Avec la fermeture anticipée d'un nombre croissant de réacteurs en lien avec des conditions économiques défavorables, le risque d'un financement insuffisant s'amplifie. Fermetures anticipées, insuffisance des fonds et escalade des coûts poussent certains exploitants de réacteurs à reporter d'autres fermetures et à repousser le démantèlement, dans la perspective d'accumuler des fonds supplémentaires. Certains pays envisagent également des mécanismes visant à permettre aux installations d'amortir leurs coûts par l'augmentation du montant des redevances, le subventionnement des tarifs ou la prolongation de la durée de vie, comme les États-Unis ou le Japon.



ORIGINE ET CLASSIFICATION

Les pays diffèrent considérablement dans leur façon de définir les déchets nucléaires. La différence porte tout d'abord sur le caractère de déchet ou de ressource des combustibles usés et de certains produits issus de leur retraitement (plutonium et uranium). Ainsi, les combustibles usés, et le plutonium qu'ils contiennent, sont-ils considérés comme déchet dans la plupart des pays en raison de la dangerosité et des coûts élevés associés à la séparation et à l'utilisation du plutonium. La France de son côté considère le plutonium comme une ressource, et le recours au retraitement y est inscrit dans la loi. Le retraitement repousse la gestion du problème des déchets, tout en le rendant plus complexe et plus onéreux.

Les pays diffèrent considérablement dans leur façon de qualifier les déchets nucléaires. Il n'y a pas deux pays qui appliquent un système identique. L'Allemagne ne distingue que les déchets exothermiques et les autres. Le Royaume-Uni classe ses déchets en fonction de leur niveau d'activité. La France et la République tchèque, elles, considèrent à la fois le niveau d'activité et la période de décroissance radioactive (demi-vie). Quant au système américain, il diffère fondamentalement de celui des pays européens en basant la classification sur l'origine des déchets et non sur leurs caractéristiques.

Les pays diffèrent considérablement dans leur façon de déclarer les quantités de déchets nucléaires produites.

Tous les pays publient régulièrement des informations sur les quantités de déchets qu'ils produisent et les stratégies de gestion qui leur sont associées. Mais tous ne le font pas de façon approfondie. Dans certains cas, les données ne permettent pas d'estimer les volumes (comme en Slovaquie). Dans le rapport de certains pays (comme les Pays-Bas et la Belgique) il n'y pas d'inventaire actualisé des quantités de combustible usé. La Russie ne donne que peu d'information sur la classification ou l'état de son inventaire de déchets nucléaires.

Ces différences et incohérences dans la façon dont les pays définissent, classent et déclarent leurs déchets nucléaires font de la compilation et de la comparaison entre pays des tâches ardues. Les différentes approches nationales reflètent le manque de cohérence sur la façon dont les pays gèrent leurs déchets nucléaires. Cette situation perdure, en dépit des tentatives internationales d'instaurer des principes de sûreté communs et un processus de revue par les pairs (peer review) des pratiques nationales. L'Agence Internationale de l'Énergie Atomique (AIEA) fournit un cadre assez large pour la classification des déchets nucléaires. La Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs de 2001 constitue une solution par défaut pour de nombreux pays, mais avec des modalités de mise en œuvre très disparates. Avec la Directive Euratom de 2011, l'Union Européenne a tenté d'harmoniser les systèmes de classification des déchets de ses États membres, avec un succès limité.



RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES

Les déchets nucléaires constituent un risque sanitaire à plus d'un titre. Il y a premièrement les impacts sanitaires associés aux rejets de routine de déchets liquides et gazeux des installations nucléaires, deuxièmement les doses collectives globales très élevées dues au retraitement, et troisièmement l'état non satisfaisant et instable dans lequel se trouve une quantité importante de déchets déjà produits. Les déchets de haute activité (HA), sous forme

de combustibles usés et de déchets du retraitement vitrifiés, renferment plus de 90 % de la radioactivité contenue dans les déchets nucléaires. Il n'y a pourtant aucun site de stockage définitif pleinement opérationnel pour les déchets HA dans le monde. La pratique courante consistant à entreposer les combustibles usés dans les piscines de centrales nucléaires pendant de longues périodes constitue un risque majeur pour les populations et l'environnement. **Le retraitement des combustibles usés – qui produit en particulier des formes plus accessibles et davantage susceptibles de dispersion de déchets nucléaires très dangereux – est source de problèmes accrus**, dont les risques de prolifération, l'exposition élevée des travailleurs et de la population, et la contamination radioactive de l'environnement.

L'information disponible pour évaluer correctement les risques liés aux déchets nucléaires et développer un classement des risques est limitée. Par exemple, seuls quelques pays publient des informations relatives à l'inventaire des radionucléides contenus dans les déchets. La collecte et la diffusion de telles données relèvent principalement de la responsabilité des gouvernements nationaux ou des organismes publics. Elles sont nécessaires pour évaluer convenablement l'éventuelle relation de cause à effet entre expositions et effets sanitaires. Il n'existe à ce jour aucun schéma de dangers complet pour les radionucléides contenus dans les déchets.

Les études exhaustives et de qualité font défaut pour évaluer les risques liés aux déchets nucléaires. Les risques pourraient être extrapolés à partir d'études épidémiologiques, mais les seules études spécifiques existantes sont de qualité limitée. Certaines études suggèrent par exemple l'existence de taux de cancer plus élevés mais, prises isolément, elles sont trop restreintes pour aboutir à des résultats statistiquement significatifs. Des méta-analyses pourraient combiner des études plus petites afin de créer un jeu de données permettant de produire des conclusions statistiquement significatives. Mais les méta-analyses sur les déchets nucléaires se distinguent par leur absence. De plus, pour évaluer les risques, il faut que les doses soient relevées avec exactitude. Dans l'ensemble, l'analyse met en évidence un manque surprenant d'informations qualitatives et quantitatives sur les risques associés aux déchets nucléaires.

NOTE DU COORDINATEUR : MÉTHODOLOGIE ET PERSPECTIVES

Le **World Nuclear Waste Report** livre une comparaison internationale sur la façon dont les pays gèrent les déchets nucléaires ; il décrit la situation présente et les évolutions historiques. Avec son focus sur l'Europe, c'est un premier élément de réponse à une lacune importante en matière de recherche. En dehors de l'Europe, les pratiques des exploitants et des gouvernements face aux enjeux de la gestion des déchets nucléaires sont encore plus variées. Sociaux, politiques, techniques et financiers, les enjeux liés à la recherche de solutions de long-terme adaptées à ce type de déchets particulièrement problématiques sont élevés.

Parce que c'est le premier dans son genre, ce rapport a rencontré de nombreux obstacles dans sa tentative de livrer une vue d'ensemble pertinente, basée sur une quantité importante de données factuelles et chiffrées. Non seulement les pays diffèrent considérablement dans leur façon de définir les déchets nucléaires ou de les classer, mais aussi de dresser l'inventaire des quantités produites. Cette recherche a ainsi également mis en évidence le manque de données, et s'est heurtée à des barrières linguistiques, des usages disparates de la terminologie selon les pays, et des incohérences entre les sources. Autant de facteurs qui rendent l'évaluation hautement complexe.

Pour parer à ces difficultés et éviter les erreurs, l'équipe projet a développé une approche de gestion de la qualité à destination des contributeurs, des éditeurs, et des relecteurs. La démarche a notamment inclus un workshop à Bruxelles (en février 2019), l'élaboration d'une feuille de style (incluant la terminologie) et d'un canevas pour la rédaction des chapitres sur les pays, ainsi que la mise en place d'un processus de relecture rigoureux comprenant plusieurs boucles de retours. Chaque chapitre a été préparé par un seul auteur ayant une expertise spécifique sur le sujet ; certains auteurs en ont rédigé plusieurs. Les chapitres ne sont cependant pas attribués à des auteurs en particulier afin d'assurer un processus éditorial cohérent. Chaque projet de chapitre a été soumis à un processus de révision en quatre étapes :

- Rédaction-révision préliminaire par le rédacteur en chef et deux autres membres de l'équipe projet ;
- Relecture croisée des chapitres (cross-chapter review) par le rédacteur en chef ;
- Relecture générale de l'ensemble du texte par le rédacteur en chef, trois autres membres de l'équipe projet et deux relecteurs externes ;
- Relecture finale pour l'élaboration du résumé

La production de ce rapport a représenté un travail considérable, qui s'est étalé sur une année et demie et a impliqué plus d'une douzaine d'experts du domaine. Ceci a permis, au fur et à mesure, une forte consolidation du texte. Auteurs, éditeurs et correcteurs ont tout mis en œuvre pour vérifier et recouper les données. Mais ce processus intense ne peut garantir l'absence totale d'erreurs dans le rapport. Le cas échéant, toute correction ou suggestion d'amélioration sera très appréciée.

Cette première édition du **WNWR** a pour ambition de poser les bases de recherches à venir sur le sujet. Elle a soulevé de nouvelles questions, dont certaines devraient être traitées dans une prochaine édition, comme les risques que présente le recours prolongé à un entreposage temporaire inadapté, le manque prévisible de capacités d'entreposage, la prolifération, la menace terroriste et autres questions de sécurité s'appliquant à l'évaluation des risques associés au nucléaire, les pratiques liées aux mines d'uranium, à la libération de petites quantités de déchets et le rôle de la participation du public dans le processus de sélection des sites. La prochaine édition pourrait également voir s'élargir son périmètre géographique pour inclure d'autres pays, comme le Canada, la Chine, la Corée du Sud, l'Espagne, la Finlande, le Japon, la Russie et l'Ukraine.



1 INTRODUCTION

Aucun pays au monde ne dispose encore de site de stockage définitif destiné aux déchets de haute activité en exploitation. La Finlande est actuellement le seul pays à construire un site de stockage pour ce type de déchets radioactifs les plus dangereux. La plupart des pays en sont encore au stade du développement et de la mise en place d'une stratégie de gestion opérationnelle pour toutes sortes de déchets nucléaires. Par exemple, après quatre décennies passées à explorer un site, l'Allemagne vient juste de tout recommencer, au profit d'un tout nouveau processus de sélection du site où enfouir ses déchets nucléaires. Le gouvernement français a unilatéralement opté pour le stockage géologique profond dans le nord-est du pays, mais depuis, les protestations publiques ne tarissent pas. En Suède, les tribunaux ont rejeté le concept présenté par l'exploitant, mettant en suspens le plan de stockage et le site qui semblait prêt.

Après plus de soixante-dix ans de recours au nucléaire pour la production d'électricité, des quantités importantes de déchets nucléaires se sont accumulées à travers le monde.

Mais en quelles quantités et de quels types exactement ?

Un premier aperçu révèle qu'au niveau mondial les différents gouvernements n'ont pas seulement peine à développer leurs stratégies de gestion des déchets, mais aussi que leurs approches diffèrent considérablement : comment opter pour un site pour le stockage définitif, comment classer les déchets nucléaires, quelles normes de sûreté imposer aux exploitants et comment sécuriser le financement de coûts en augmentation constante.

Avec des réacteurs à travers le monde approchant de la fin de leur durée de vie et de nombreux pays sortant du nucléaire – que ce soit par le biais d'une politique volontaire ou de façon "organique" par non-renouvellement – le démantèlement et la déconstruction d'installations nucléaires deviendront des problématiques de plus en plus importantes, sources de défis supplémentaires sur le plan de la gestion des déchets nucléaires. Le démantèlement d'un seul réacteur prend en moyenne près de 20 ans, et plus dans bien des cas. Nul doute que ces activités engendreront d'importants volumes supplémentaires de déchets radioactifs. Faute de sites destinés au stockage définitif, la plupart des combustibles usés et autres déchets de haute activité doivent être entreposés pendant plusieurs dizaines d'années, éprouvant les exigences en matière de sûreté et de sécurité des installations destinées à un entreposage temporaire, et entraînant des surcoûts importants par rapport aux estimations.

En bref, l'état d'avancement des différents pays dans leur tentative de relever les enjeux complexes de la gestion et du stockage des déchets nucléaires est mal compris. C'est ce à quoi le présent rapport tente de répondre.

Le **WNWR** a pour objectif d'apporter une contribution nécessaire à la compréhension des enjeux liés aux déchets nucléaires à travers le monde. Ainsi livre-t-il une description des systèmes de classification nationaux et internationaux, des risques associés aux différentes formes de déchets, des quantités présentes de déchets et estimations sur les déchets à venir, des stratégies de gestion développées par les différents gouvernements et leurs mécanismes de financement.

ORIGINES ET CLASSIFICATION DES DÉCHETS

Le chapitre 2 décrit l'origine des déchets tout au long de la chaîne du combustible nucléaire, des mines d'uranium à la gestion des combustibles usés et du démantèlement des installations nucléaires, en passant par leur exploitation. Il explique comment volumes et activité varient en fonction des différentes catégories de déchets, et présente certains systèmes internationaux et exemples nationaux de classification des déchets.

QUANTITÉS DE DÉCHETS NUCLÉAIRES

Le chapitre 3 apporte une vue d'ensemble sur l'obligation d'inventaire à laquelle les pays sont soumis dans le cadre du principal instrument international relatif aux déchets nucléaires, la Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs ("Convention commune" dans le rapport). Il présente une estimation des quantités de déchets typiquement produites aux différentes étapes de la chaîne du combustible. Il examine aussi les inventaires actuels de différents pays européens et donne une estimation des quantités à venir.

RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES

Le chapitre 4 présente les risques qui surviennent aux différentes étapes de la chaîne du combustible : extraction, traitement, enrichissement de l'uranium, et fabrication de combustible, puis fonctionnement des réacteurs nucléaires, retraitement des combustibles usés, et démantèlement. Ce chapitre se concentre sur les déchets dont l'activité est la plus élevée, évalue l'état de la recherche sur ces risques, et expose les dangers et problèmes potentiels.

CONCEPTS DE GESTION DES DÉCHETS

Le chapitre 5 passe en revue les stratégies de gestion des déchets développées par les gouvernements au cours des dernières décennies. Il s'intéresse aux diverses directions empruntées pour la gestion définitive, et leurs différences en termes de roches hôtes, de prescriptions relatives au stockage des déchets de faible et moyenne activité et de haute activité, ainsi que l'option des forages profonds. Le chapitre décrit les enjeux liés à l'entreposage temporaire, exacerbés par l'absence de sites de stockage définitif.

COÛTS ET FINANCEMENTS

Le chapitre 6 présente les différents mécanismes de financement du démantèlement, de l'entreposage et du stockage définitif. Il compare les méthodologies de chiffrage des coûts, et les confronte aux pratiques des pays étudiés. Il donne une vue d'ensemble des mécanismes de financement nationaux pour le démantèlement, l'entreposage et le stockage définitif.

ÉTUDES DE PAYS

Le chapitre 7 propose une sélection d'études de cas comprenant la République tchèque, la France, l'Allemagne, la Hongrie, la Suède, la Suisse, le Royaume-Uni et les États-Unis. Chaque partie décrit le système national de classification, les quantités de déchets en jeu, les infrastructures et les politiques de gestion des déchets, et l'approche en matière de coûts et de financement.

Compte tenu des contraintes budgétaires du projet et de la complexité du sujet, le **WNWR** a été appelé à établir des priorités sur ce qu'il pourrait couvrir ou pas :

- Premièrement, le **WNWR** se concentre géographiquement sur l'Europe, et plus particulièrement les pays producteurs de déchets nucléaires. Par manque de données, la Russie et la Slovaquie n'ont toutefois pas pu être intégrées de façon systématique. À la suite des chapitres thématiques, le rapport présente le cas de huit pays particuliers. Ceux-ci ont été sélectionnés dans l'optique de couvrir une diversité de caractéristiques : petits (République tchèque, Hongrie, Suisse) et grands pays électronucléaires (France, Royaume-Uni et Allemagne), anciens (France, Allemagne, Suède, Royaume-Uni) et nouveaux États membres de l'UE (République tchèque, Hongrie) ainsi que quelques pays hors UE (Suisse), pays qui arrêtent le nucléaire (Allemagne, Suède) et pays qui construisent de nouveaux réacteurs (France, Royaume-Uni). Le rapport inclut également le cas des États-Unis, le plus gros pays nucléaire du monde, qui permet la comparaison des stratégies européennes avec celles de l'un des autres acteurs majeurs. On notera également des absents dans le groupe des pays Européens, en particulier la Finlande (où est situé le seul centre de stockage souterrain en construction au monde), l'Espagne (un acteur important) et la Russie (un exploitant majeur avec de nombreuses installations, confronté aux défis du retraitement et des déchets historiques). Sur le plan mondial, le Canada serait un candidat intéressant à inclure (notamment pour l'importance de ses activités minières), tout comme certains producteurs importants en Asie (Chine, Corée du Sud, Inde et Japon).

- Deuxièmement, le **WNWR** cible les déchets provenant du secteur électronucléaire. Il ne couvre pas les déchets radioactifs provenant d'autres secteurs comme l'armement, la médecine, la recherche et l'industrie. Plusieurs raisons ont conduit à ce choix : a) les quantités de déchets produits par l'industrie électronucléaire commerciale – dont les déchets provenant du démantèlement des réacteurs et autres installations de la chaîne du combustible nucléaire – représentent la majeure partie des inventaires radioactifs ; b) ce ciblage englobe les déchets de combustible usé, extrêmement importants car les niveaux de radioactivité qu'ils renferment sont bien plus élevés que pour toute autre activité nucléaire ; c) tous les pays ont peine à développer des filières de gestion à long terme pour le combustible usé. Le problème de la gestion des déchets issus de la production d'électricité nucléaire soulève par conséquent des questions politiques majeures. Les déchets provenant des activités industrielles, de recherche ou médicales ne sont que brièvement évoqués dans ce rapport, même s'ils mériteraient certainement plus d'attention. De même, peu d'attention est portée aux déchets historiques, en particulier ceux provenant des activités militaires, comme la production d'armes nucléaires. Comparer la situation des pays disposant de déchets militaires avec celle des pays uniquement dotés d'un secteur nucléaire civil est extrêmement complexe. Tous les déchets nucléaires sont radioactifs, mais puisque ce rapport porte sur les déchets provenant du nucléaire civil, nous utilisons ici l'expression "déchets nucléaires", pour les différencier de l'ensemble des "déchets radioactifs".
- Troisièmement, l'absence d'analyse approfondie sur une multitude de questions relatives aux déchets nucléaires qui mériteraient un examen plus poussé n'aura pas échappé aux lecteurs du **WNWR**. Il s'agit par exemple de sujets complexes comme le retraitement et les risques de prolifération des armes nucléaires. Le rôle des déchets nucléaires dans l'histoire des accidents nucléaires majeurs, tels que Kyshtym, Three Mile Island, Tchernobyl et Fukushima, serait certainement lui-aussi un sujet pertinent. Le **WNWR** ne livre aucune analyse sur les composantes sociales et politiques de la gouvernance des déchets nucléaires. Bien que nous reconnaissons que la gestion et le stockage des déchets nucléaires ne se limitent pas à des problèmes techniques et qu'ils sont aussi porteurs de profonds enjeux sociaux et politiques, ces questions dépassent le cadre de cette première édition du rapport.

L'approche du **WNWR** est descriptive, empirique, technique et analytique. L'intention est de dresser un état des lieux, de fournir des données aussi précises que possible, et de décrire les approches adoptées par un certain nombre d'acteurs – exploitants, industrie, états – pour relever le défi des déchets nucléaires.

Le rapport n'a toutefois pas pour but d'amener les lecteurs à prendre certaines positions techniques ou politiques, ni de développer des recommandations dans une perspective de "pratiques exemplaires". Notre analyse n'a pas pour objectif l'examen des conflits et conséquences inhérents à la politique nucléaire et aux choix opérés en matière de gestion des déchets. L'hypothèse qui sous-tend ce rapport est que la gestion et le stockage des déchets radioactifs sont des enjeux de plus en plus importants face auxquels les solutions de long-terme soutenables font défaut. En dépit de nombreux projets et d'intentions politiques affichées, de fortes incertitudes demeurent, et coûts et difficultés seront en grande partie légués aux générations futures.

Le **WNWR** doit pouvoir permettre la comparaison entre les pays et, par le format périodique prévu, un suivi dans le temps. Le rapport identifie des sources d'incertitudes, comme les incohérences, les contradictions et les carences en termes de données. Alors que tout a été fait pour assurer cohérence et précision, d'inévitables problèmes de classification, de définition et d'accès à l'information rendent les comparaisons de coûts, risques, inventaires et modes de gestion souvent difficiles, voire impossibles.

Ce rapport est le premier en son genre. Avec son focus sur l'Europe, c'est un premier élément de réponse face à une lacune importante sur le plan de la recherche. En dehors de l'Europe, la classification des déchets et les pratiques des exploitants et des gouvernements en matière de gestion des déchets nucléaires sont encore plus variées. Sociaux, politiques, techniques et financiers, les défis qui émaillent la recherche de solutions de long-terme adaptées à ce type de déchets particulièrement problématiques sont élevés.



2 ORIGINES ET CLASSIFICATION

Les déchets nucléaires sont radioactifs, mais ce rapport portant sur les déchets provenant du nucléaire civil, nous utilisons ici l'expression "déchets nucléaires" afin de les différencier de l'ensemble des "déchets radioactifs". L'expression "déchets nucléaires" est également utilisée dans le secteur nucléaire militaire pour désigner les déchets provenant de la production des armes nucléaires ou des systèmes de propulsion navale. De même, les déchets provenant des activités industrielles, de recherche ou médicales – dont le volume est bien moindre et qui représentent généralement un danger plus faible – ne sont qu'évoqués dans ce rapport.

Savoir ce qui constitue exactement un déchet, par opposition à une substance ou une matière utilisable, s'avère ne pas être une question de bon sens. Ainsi, par exemple, les directives du gouvernement britannique déterminant le caractère de déchet d'une substance donnée sont très complexes. Selon cette caractérisation, les déchets peuvent être quelque-chose dont le producteur ou le propriétaire a l'intention de se débarrasser, dont la valeur économique est faible ou négative, ou encore est dangereux. Cependant, dans chacun de ces cas, le recyclage ou la réutilisation peut être possible, faisant alors de la substance en question un "non-déchet".¹

Dans le cas du nucléaire, la question principale est de savoir s'il faut considérer certaines substances produites par la réaction nucléaire comme déchet ou ressource potentielle. L'uranium appauvri provenant de l'enrichissement de l'uranium est-il un déchet ou pas ? Les volumes en jeu sont considérables et se comptent en centaines de milliers de tonnes. Mais la polémique majeure porte sur les substances produites dans le cas du "retraitement" des combustibles usés déchargés des réacteurs. Le retraitement est l'étape au cours de laquelle les différents composants des combustibles usés sont séparés : plutonium, uranium et différents produits de fission et actinides, et autres flux de déchets de procédé. Dans la plupart des cas, en France ou au Royaume-Uni par exemple, le retraitement a clairement pour objectif aujourd'hui la réutilisation du plutonium séparé, et si possible de l'uranium de retraitement, dans des combustibles destinés aux réacteurs. Des quantités importantes de plutonium ont ainsi été réutilisées dans différents pays.

Cependant, le plutonium pourrait aussi être considéré comme déchet en vertu de sa nature indiscutablement dangereuse, et/ou de sa valeur économique faible ou négative. La caractérisation du plutonium ou de l'uranium de retraitement comme déchet ou comme ressources varie selon les pays et les époques. Au Royaume-Uni par exemple, dans les années cinquante, les évaluations économiques officielles des projets nucléaires comportaient un "crédit plutonium", dont le rôle était de refléter la valeur attendue du plutonium séparé comme futur combustible nucléaire. Quarante ans plus tard, l'optimisme d'alors s'était dissipé. Au milieu des années quatre-vingt-dix, le plutonium entra dans la catégorie des "actifs à valeur nulle" ou à "valeur comptable nulle" dans les deux principaux pays producteurs, le Royaume-Uni et la France, une catégorie déconcertante pour les économistes. Dans les années 2010, son statut était devenu incertain. Au Royaume-Uni, la NDA (Nuclear Decommissioning Authority) déclarait que l'option privilégiée était la réutilisation du plutonium comme composant de futurs combustibles nucléaires.² Elle indiquait également qu'une petite quantité de plutonium devrait être traitée comme déchet, ses caractéristiques ne lui permettant pas d'entrer dans la fabrication de combustible oxyde mixte. Au cas où la réutilisation ne s'avérerait finalement pas faisable, l'immobilisation prévue pour le plutonium contaminé pourrait alors s'étendre à l'ensemble du stock ; le plutonium en général deviendrait alors sans ambiguïté un déchet. Quoi qu'il en soit, le coût de la gestion du

¹ Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) 2012, Guidance on the legal definition of waste and its application, consulté le 11 juin 2019, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/69590/pb13813-waste-legal-def-guide.pdf

² Nuclear Decommissioning Authority (NDA) 2014, Separated plutonium: progress on approaches to management, position paper, consulté le 11 juin 2019, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/457874/Progress_on_approaches_to_the_management_of_separated_plutonium_position_paper_January_2014.pdf

plutonium au Royaume-Uni devrait atteindre un montant total net d'au moins 3 Md£ (3,8 MdUS\$).³ En France, seul pays qui continue à séparer d'importantes quantités de plutonium pour un usage commercial, le recours au retraitement est inscrit dans la loi.

Si dans certains cas le plutonium peut apparaître comme une ressource à court terme, à l'heure actuelle il n'est, dans la quasi-totalité des cas, réutilisé qu'une seule fois sous forme de combustible oxyde mixte (MOX) ; dans ces conditions, la réutilisation du plutonium se solde uniquement par la production d'une autre forme de combustible usé. Le combustible MOX irradié est de surcroît plus radioactif et sa gestion plus difficile que celle des combustibles usés à uranium seul. En d'autres termes, le retraitement ne fait que repousser la problématique déchets, tout en la complexifiant.

La problématique de la gestion des différents produits de la réaction nucléaire, qu'ils soient formellement classés comme déchets ou non, est politiquement et socialement controversée et implique des risques potentiellement élevés.

Le propos n'est pas de se prononcer sur le statut du plutonium ou d'autres matières. Il s'agit plutôt de reconnaître que la problématique de la gestion des différents produits de la réaction nucléaire, qu'ils soient formellement classés comme déchets ou non, est politiquement et socialement controversée et implique des risques potentiellement élevés. Bien que ce chapitre couvre la grande diversité des déchets découlant de la réaction nucléaire, l'importance particulière du combustible usé est due au fait qu'il est 100 millions de fois plus radioactif que le combustible neuf.⁴ C'est pourquoi il est nécessaire d'accorder une attention particulière aux déchets liés aux combustibles usés.

2.1 TYPES DE DÉCHETS : LA CHAÎNE DU COMBUSTIBLE NUCLÉAIRE

Des déchets sont générés à toutes les étapes de la chaîne du combustible, souvent appelée cycle du combustible. Bien qu'il soit possible d'utiliser le thorium comme combustible nucléaire primaire, en pratique l'uranium est la source prépondérante du combustible utilisé par l'industrie nucléaire. Tous les déchets décrits et catégorisés ici résultent en définitive de la façon dont l'uranium est actuellement utilisé dans la production d'électricité. Les types de déchets qui apparaîtraient si la fusion devait un jour devenir une source sérieuse d'électricité, ne sont de fait pas pris en compte.

Les étapes successives de la chaîne du combustible nucléaire sont les suivantes (voir Figure 1) :

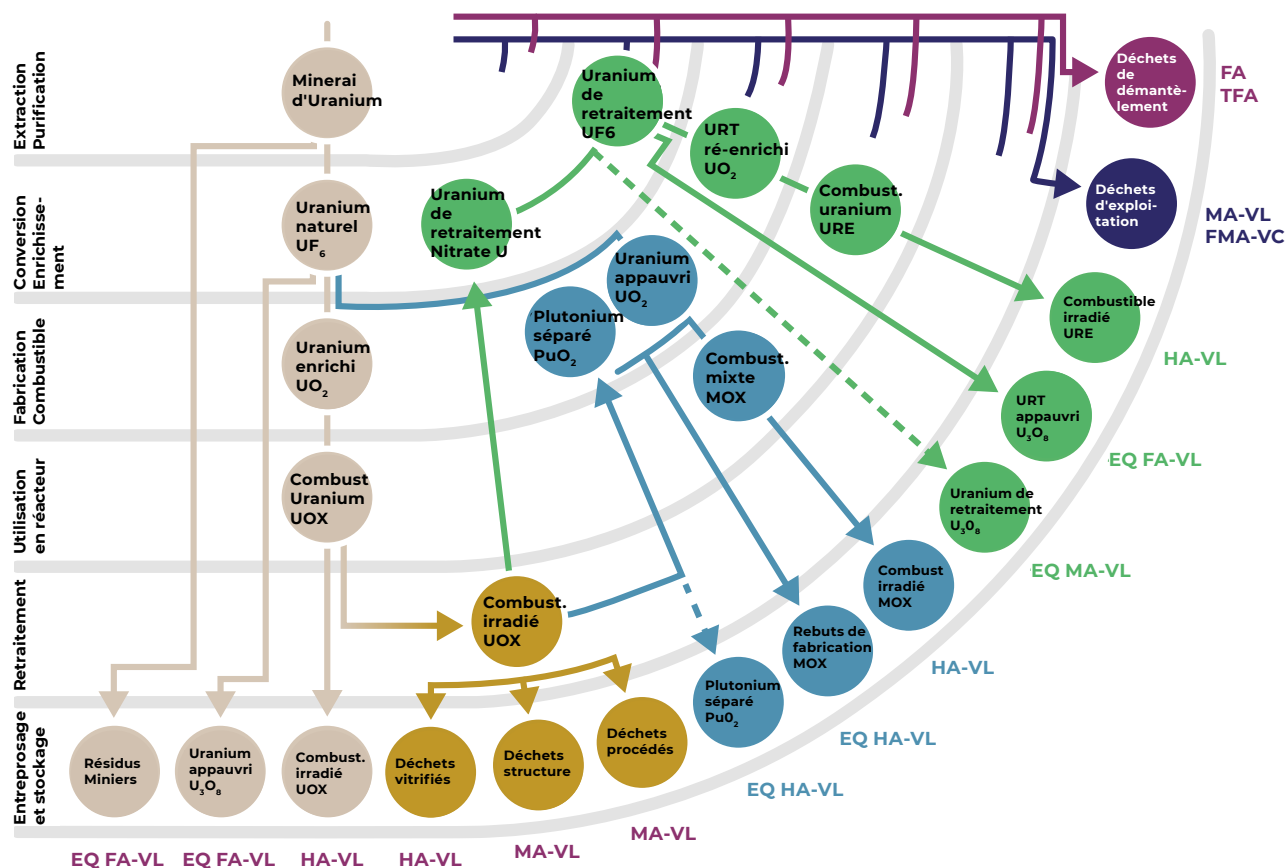
1. Extraction de l'uranium, concentration, enrichissement et fabrication de combustible.
2. Irradiation du combustible nucléaire dans des réacteurs de puissance ou de recherche (fission nucléaire).
3. Gestion du combustible usé, retraité ou non.
4. Démantèlement des réacteurs.

³ Nuclear Decommissioning Authority (NDA) 2010, Plutonium: credible options analysis (redacted), consulté le 11 juin 2019, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/457827/Plutonium_-_credible_options_analysis_2010_-_redacted_.pdf

⁴ Open University 2011, 'Inside Nuclear Energy Science'. Short Module, ST174, Milton Keynes.

Les opérations qui constituent la première étape sont souvent appelées “amont” de la chaîne du combustible, les troisième et quatrième étapes l’“aval”.

FIGURE 1 : La chaîne du combustible



Source : WISE-Paris.

Les déchets produits aux différentes étapes peuvent être gazeux, liquides ou solides. Dans le cas de certains déchets gazeux – bien qu’extrêmement nocifs, comme le radon dans les mines souterraines d’uranium – on essaye rarement de faire des mesures, et la gestion consiste essentiellement à réduire l’exposition, plutôt que de mesurer ou de capter les émissions existantes. Dans certains cas, la radioactivité contenue dans les gaz dégagés est filtrée, et mélangée aux effluents liquides rejetés en mer, ce qui n’est qu’une autre façon de limiter l’exposition immédiate, sans réduire la toxicité à la source. Les déchets sous forme solide sont généralement les plus stables et les plus faciles à gérer. Ainsi un objectif important est de faire passer à l’état solide des déchets présents en formes moins stables, pour en faciliter la gestion. Le retraitement du combustible utilisé produit, par exemple, un flux de déchets d’acide nitrique radioactif bouillants, ensuite soumis à évaporation et transformé en un produit vitrifié (verre).

Divers types de déchets sont produits au cours de chacune des quatre grandes étapes qui constituent la chaîne nucléaire :

EXTRACTION DE L'URANIUM, CONCENTRATION, TRAITEMENT ET FABRICATION DE COMBUSTIBLE

Le radon est un déchet important et représente un risque sanitaire majeur dans les mines d’uranium souterraine. C’est un émetteur alpha qui a pour produit de filiation le polonium solide, dont les caractéristiques sont similaires. Une autre source de radioactivité résultant de l’extraction de l’uranium, quel qu’en soit le mode, est la présence persistante d’uranium, dont la désintégration produit du radon, dans les résidus miniers : des tas de déchets constitués de roches provenant des activités d’extraction. Ces déchets représentent de

larges volumes et peuvent être à l'origine de problèmes sanitaires importants, en particulier dans les pays en développement où les pratiques de gestion sont parfois rudimentaires. Le radon étant rejeté sous forme gazeuse, il ne peut être piégé directement. Les autres activités de traitement de l'uranium (conversion, enrichissement et fabrication de combustible) produisent des quantités de déchets très limitées.

FISSION NUCLÉAIRE (IRRADIATION DU COMBUSTIBLE)

Avec la fission nucléaire des quantités importantes de déchets sont produits en tant que “déchets d'exploitation”, provenant en grande partie de la maintenance, du rechargement en combustible et du transport des combustibles usés. Les déchets d'exploitation comprennent des débris d'éléments combustibles, dont de l'acier et différents alliages ; des composants du cœur ou des échangeurs de chaleur provenant de la maintenance, de réparation ou de la “remise à neuf” (refurbishment), souvent hautement radioactifs ; des déchets liquides et boues contaminées ; des résines et filtres ; et des vêtements et équipements dont les niveaux d'activité sont généralement peu élevés.

GESTION DES COMBUSTIBLES USÉS

La fission nucléaire pour produire de l'électricité est le domaine de la technologie nucléaire qui génère de loin le plus de radioactivité. L'irradiation produit divers produits de fission et actinides qui multiplient par plus de 100 millions la radioactivité du combustible uranium d'origine. La gestion des combustibles usés – qu'il s'agisse du retraitement ou du stockage direct lorsqu'ils sont considérés comme déchet – est par conséquent de loin l'activité de gestion des déchets la plus importante de la chaîne du combustible. Pour permettre leur refroidissement, les combustibles usés doivent tout d'abord être entreposés pendant plusieurs années dans des piscines de refroidissement, situées dans le bâtiment réacteur ou un bâtiment adjacent. L'eau y joue également un rôle de protection contre les radiations.

Les combustibles usés peuvent par la suite être transportés vers un site centralisé d'entreposage en piscine ou à sec. Les principaux sites d'entreposage centralisé sont les usines de retraitement comme Sellafield (Royaume-Uni), La Hague (France) et Ozersk (Russie). Depuis une vingtaine d'années, l'entreposage temporaire de combustibles usés dans des conteneurs à sec se pratique plus couramment, principalement sur le site des centrales nucléaires.

Le retraitement des combustibles produit de très importantes quantités supplémentaires de déchets de faible et moyenne activité, et le volume total des déchets (à ne pas confondre avec l'activité totale) est alors bien plus élevé que lorsque les combustibles usés sont traités directement comme un déchet. En amont de toute autre opération, les produits de fission et actinides résiduels, présents sous forme liquide après séparation de l'uranium et du plutonium, sont soumis à des opérations d'évaporation puis de vitrification pour être solidifiés. Le démantèlement des installations de retraitement sera quant-à-lui coûteux. Là où les combustibles usés sont traités comme un déchet, ils sont conditionnés avant d'être stockés.

DÉMANTÈLEMENT DES RÉACTEURS (ET DES INSTALLATIONS DE LA CHAÎNE DU COMBUSTIBLE)

À ce jour, très peu de réacteurs ou autres installations nucléaires ont été complètement démantelés (telle la démolition totale), y compris là où des réacteurs sont à l'arrêt depuis des décennies.⁵ Au-delà de l'intérêt évident de retarder les dépenses, il y a d'autres raisons à ces délais : certains radioéléments que renferment ces structures ont des demi-vies relativement courtes, ce qui en facilite ultérieurement l'accès. Cependant, ces délais pourraient compliquer les opérations physiques de démantèlement, avec un risque de perte des compétences et de la capacité de surveillance. Les structures internes des réacteurs contiennent des quantités importantes de radioactivité, de nombreux composants étant contaminés par de la radioactivité provenant du combustible qui y a été irradié. Les quantités importantes de matériaux comme l'acier ou le béton provenant du démantèlement constituent ainsi des déchets radioactifs, bien que leur activité soit faible comparée au combustible utilisé.

⁵ Schneider, M., Froggatt, A., Hazemann, J., Katsuta, T., Stirling, A., Wealer, B., Johnstone, P., Ramana, M.V. and Stienne, A. 2018. The World Nuclear Industry Status Report 2018, Mycle Schneider Consulting.

2.2 QUANTITÉS DE DÉCHETS ET ACTIVITÉ

Les quantités totales et les niveaux d'activité de ces différentes catégories de déchets sont inversement liées. Autrement dit, les déchets de plus faible activité sont produits en plus grandes quantités, mais ils contribuent très peu à l'inventaire total de radioactivité. Inversement, les déchets de haute activité (HA) représentent de très petits volumes, mais constituent la grande majorité de la radioactivité. Ceci n'a rien de surprenant, puisque la radioactivité présente dans le combustible usé, qui donnera les déchets HA, est plus de 100 millions de fois plus élevée que dans le combustible uranium neuf.⁶

Les déchets de plus faible activité sont produits en plus grandes quantités mais contribuent très peu à l'inventaire total de radioactivité. A l'inverse, les déchets de haute activité (HA) représentent de très petits volumes mais constituent la grande majorité de la radioactivité.

L'inventaire de déchets qu'a utilisé le Comité sur la gestion des déchets radioactifs au Royaume-Uni dans le cadre de l'examen de la politique de gestion des déchets nucléaires britannique au début des années 2000 en est une bonne illustration.⁷ Les déchets de haute activité (qui dans ce cas comprenaient le combustible usé ainsi que les déchets HA séparés au cours du retraitement) représentaient 96,8 % de radioactivité de l'inventaire, mais seulement 2,6 % de son volume. Les déchets de moyenne activité (MA), dont les volumes étaient bien supérieurs, ne contenaient que 3,2 % de la radioactivité totale, alors que la contribution des déchets de faible activité (FA) à l'activité totale était inférieure à 0,001 %.

2.3 SYSTÈMES DE CLASSIFICATION ET CATÉGORIES

Les systèmes de classification des déchets nucléaires peuvent distinguer les déchets en fonction de trois critères :

- Le niveau d'activité : faible, moyenne et haute ;
- La période de décroissance radioactive : vie longue et vie courte ;
- Les options de gestion : type d'installation d'entreposage/de stockage.

Les deux premiers critères portent sur des propriétés intrinsèques des déchets eux-mêmes, alors que le dernier découle de décisions relatives à leur gestion. En pratique, tous les systèmes de classification se réfèrent à des aspects relatifs au niveau de radioactivité et aux modes de gestion, mais tous ne prennent pas en compte la période de décroissance.

En dépit de tentatives de longue haleine pour s'accorder au sein de l'UE sur un système homogène de classification des déchets nucléaires⁸, des systèmes assez différents subsistent, dont certains sont présentés en détail ci-dessous. Avec son document Classification of Radioactive Waste, de la série "Guide général de sûreté", l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique (AIEA) fournit un cadre de classification assez large.⁹ Il apporte une

⁶ Open University, 2011

⁷ Committee on Radioactive Waste Management (CoRWM) 2006, Managing our Radioactive Waste Safely: CoRWM's Recommendations to Government doc 700, July, pp. 20.

⁸ LLW Repository Ltd. 2016. "International Approaches to Radioactive Waste Classification." NSWP-REP-134, October.

⁹ International Atomic Energy Agency (IAEA) 2009, Classification of Radioactive Waste: General Safety Guide GSG-1, consulté le 11 juin 2019, https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1419_web.pdf

position par défaut, et les pays qui ne sont pas dotés de programme électronucléaire l'ont quasi-universellement adopté directement. Dans le cas des pays disposant d'un programme nucléaire important, la classification nationale des déchets renvoie souvent au système de l'AIEA dans une optique de comparabilité.

L'AIEA identifie six types de déchets, portant essentiellement sur les déchets solides. Il y a des différends limités sur les options de gestion des quatre premières catégories décrites ci-dessous (jusqu'aux déchets de faible activité inclus). Si certains pays ont mis en place des stratégies de gestion à long terme pour les déchets relevant de ces catégories (comme le Royaume-Uni ou la France), d'autres poursuivent au mieux des stratégies d'entreposage provisoire (comme l'Allemagne ou le Japon).

Les principaux sujets de controverses politiques concernent les catégories de déchets de moyenne et surtout de haute activité, pour lesquels il n'existe nulle part au monde d'installation de gestion à long terme en service ou même autorisée. En assignant les catégories de déchets aux options de gestion, l'AIEA part du principe que ces options se traduiront par une diversité de types d'installations de stockage définitif à terre. Cela comprend le stockage en surface et différentes options de stockage sous la surface, y compris le stockage en formations géologiques profondes.

2.3.1 LA CLASSIFICATION DE L'AIEA

La classification de l'AIEA prend en compte, à des degrés divers, les trois critères présentés ci-dessus, et définit les six catégories suivantes :

DÉCHETS EXEMPTÉS (DE)

Cette catégorie concerne des concentrations de radionucléides très faibles, de telle sorte, selon l'AIEA, qu'aucune mesure de protection radiologique n'est nécessaire. Le guide de sûreté de l'AIEA indique que ces déchets satisfont les critères d'exemption (du contrôle réglementaire)¹⁰, d'exclusion ou de libération. En principe, de telles matières peuvent être transférées d'un pays à un autre sans aucune forme de contrôle réglementaire.

DÉCHETS À TRÈS COURTE PÉRIODE (DTCP)

Cette catégorie comprend des déchets contenant des radionucléides de très courte période, souvent entreposés le temps que leur niveau d'activité leur permette de rejoindre la catégorie "exempté". Certains déchets gazeux ou liquides sont classés DTCP. En général, la stratégie de gestion recommandée – supposée ne s'appliquer qu'aux radionucléides dont la période est de l'ordre de 100 jours ou moins – consiste à les entreposer pour décroissance.

DÉCHETS DE TRÈS FAIBLE ACTIVITÉ (DTFA)

Cette catégorie concerne d'importantes quantités de déchets provenant de l'exploitation et du démantèlement des installations nucléaires, ainsi que des déchets produits par l'extraction et le traitement du minerai d'uranium. La gestion de ces déchets, contrairement à celles des deux catégories précédentes, oblige à prendre pleinement en compte les mesures de protection radiologique et de sûreté. Les niveaux d'activité caractéristiques des radionucléides entrant dans cette catégorie sont entre dix et cent fois supérieurs à ceux des déchets exemptés. L'AIEA indique que la gestion sûre de ces déchets suppose des installations de type décharges, construites en surface ou à faible profondeur, requérant un contrôle institutionnel à la fois actif et passif pour une durée significative mais non spécifiée.

Dans de nombreux pays, la classification ne reconnaît pas les catégories "Exempté" et "DTFA", et certains pays, comme les États-Unis, rejettent l'idée que quelle que matière radioactive que ce soit puisse tomber hors d'un contrôle réglementaire continu.

¹⁰ Aux États-Unis, on utilise le terme "Below Regulatory Control (BRC)" pour cette catégorie. International Atomic Energy Agency (IAEA) 2009, Classification of Radioactive Waste: General Safety Guide GSG-1, consulté le 11 juin 2019, https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1419_web.pdf

DÉCHETS DE FAIBLE ACTIVITÉ (DFA)

Les déchets de faible activité (DFA) sont définis comme des déchets dont les niveaux de radioactivité sont suffisamment bas pour permettre un stockage définitif dans des installations à faible profondeur, si ces sites offrent un confinement et un isolement suffisamment poussés pour ce que l'AIEA décrit comme « une période limitée ». Ces périodes limitées peuvent toutefois atteindre quelques centaines d'années. Dans certains pays, on fait l'hypothèse – essentiellement arbitraire – que l'on peut compter sur les contrôles institutionnels pour des périodes allant jusqu'à 300 ans. Toutefois, dans le cas des déchets d'extraction et de traitement de l'uranium, les niveaux d'activité décroissent lentement, et il faut miser sur un contrôle pouvant s'exercer sur des périodes excédant 300 ans (et les sites de stockage à faible profondeur sont rares dans les pays en développement).

Cette catégorie comprend une gamme très large de déchets, et peut contenir des radionucléides à vie longue avec des concentrations d'activité faibles. Les matériaux caractéristiques de cette catégorie comprennent les vêtements, matériaux d'emballage, terres, et des produits caractéristiques du démantèlement, comme l'acier et les tuyauteries. En fonction de la composition exacte des déchets, l'AIEA recommande des modes de gestion allant du stockage définitif de surface à l'enfouissement à des profondeurs allant jusqu'à 30 mètres. Les limites précises entre les DFA et la classe suivante (déchets de moyenne activité ou DMA) ne sont pas données de façon générique, mais dépendent des caractéristiques de conception des différents types d'installations de stockage définitif. Certains pays ont des installations communes de stockage définitif pour les DFA et les DMA à vie courte, et des projets de stockage définitif distincts pour les DMA à vie longue.

Pour la gestion des catégories ci-dessus, il existe des installations en exploitation dans la plupart des pays.

DÉCHETS DE MOYENNE ACTIVITÉ (DMA)

Ce sont les déchets dont l'activité est supérieure à celle des DFA, avec un contenu en radionucléides à vie longue relativement important. Il faut donc concevoir des installations qui ne dépendent pas de contrôles institutionnels sur le long terme. Toutefois, les DMA ne produisant pas de chaleur de décroissance, il n'y a pas besoin de la prendre en compte pour leur gestion. Les sources typiques de DMA sont les gaines de combustible, certains composants de réacteurs issus du démantèlement, et différents types de boues provenant du traitement des effluents radioactifs liquides. De plus, des quantités importantes de DMA sont également produites là où l'on re traite les combustibles usés.

Aujourd'hui, dans la plupart des cas, ces déchets sont enrobés dans des matrices de ciment puis placés dans des grands fûts ou conteneurs, souvent en acier. En France, des dizaines de milliers de colis de déchets bitumés provenant du début des activités de retraitement ne répondent pas aux spécifications pour le stockage définitif et doivent donc probablement subir des opérations de reconditionnement complexes et coûteuses. L'AIEA recommande le stockage à des profondeurs allant de quelques dizaines à quelques centaines de mètres, dans des sites où les barrières géologiques naturelles et les barrières artificielles permettent d'assurer de longues périodes de confinement de l'environnement de surface.

DÉCHETS DE HAUTE ACTIVITÉ (DHA)

La catégorie des déchets de haute activité (DHA) est celle qui comprend les déchets les plus radioactifs. Ils contiennent de fortes concentrations de radionucléides à la fois de courte et de longue période. Ils se caractérisent aussi par la production de quantités significatives de chaleur de décroissance, phénomène qui se poursuivra sur de longues périodes. La dissipation de la chaleur doit donc être prise en compte dans la conception des filières de gestion. De nombreux experts, institutionnels comme indépendants, considèrent qu'il faut pour ces déchets recourir au stockage géologique profond, dans des formations stables, en y ajoutant de multiples barrières artificielles, pour essayer d'assurer que le risque de migration de la radioactivité vers la biosphère soit extrêmement faible.

Les DHA proviennent essentiellement de la fission nucléaire (irradiation du combustible nucléaire) ; leur gestion est soit celle du combustible usé, là où celui-ci est traité directement comme déchet, soit celle des flux d'actinides et de produits de fission séparés au cours du retraitement.

2.3.2 LA CLASSIFICATION DE L'UNION EUROPÉENNE

L'UE dispose de certains pouvoirs de réglementation dans ce domaine sur l'ensemble de ses États membres. Sa directive de 2011 sur la gestion des déchets radioactifs et le démantèlement fixe des objectifs généraux pour la gestion des déchets.¹¹ L'UE n'a pas le pouvoir d'exiger un système commun de classification au sein des États membres, mais a transposé les données issues des états membres dans un système commun propre, basé sur les catégories de l'AIEA précédemment décrites. Dès 1999, la Commission européenne avait elle aussi publié des recommandations relatives au classement des déchets à l'intention de ses États membres, basées sur le système de l'AIEA (amendées par la suite en 2008).¹²

Ce système comportait les cinq catégories suivantes :

- Déchets transitoires (équivalent aux déchets à vie courte de faible activité)
- Déchets de très faible activité ;
- Déchets à vie courte (période inférieure à 31 ans) de faible et moyenne activité ;
- Déchets à vie longue (période supérieure à 31 ans) de faible et moyenne activité ;
- Déchets de haute activité (exothermiques).

La principale divergence avec le système de l'AIEA est la répartition des déchets FA et MA en deux catégories distinguant vie courte et vie longue, avec les implications qui en découlent sur leurs modes de gestion. Aucun État membre de l'UE n'a toutefois appliqué strictement le système recommandé, même si la France, la Suède et la République tchèque s'en sont rapprochées, en particulier pour ce qui concerne la distinction entre les déchets à vie courte et à vie longue.

Pour illustrer la diversité des systèmes nationaux de classification utilisés dans l'UE, quatre exemples sont décrits ci-dessous. Ce choix de pays repose sur deux critères : ils concernent une quantité suffisante de déchets de chaque niveau d'activité et ils illustrent la diversité des approches de classification adoptées par les différents gouvernements ; il y a toutefois de nombreux autres systèmes dans l'UE. En dehors de l'UE, les variantes sont encore plus nombreuses. C'est pourquoi le système national d'un autre pays disposant de volumes importants de déchets, les États-Unis, est également brièvement présenté. Il est symptomatique de l'existence d'une plus importante diversité en termes de systèmes de classification en dehors de l'UE.

2.3.3 EXEMPLES DE CLASSIFICATIONS NATIONALES

ALLEMAGNE : Le système de classification allemand est relativement simple.¹³ Il distingue deux catégories principales sur la base d'exigences liées à leur gestion : les déchets exothermiques et tous les autres, décrits comme déchets dont la production de chaleur est négligeable. La première correspond à la catégorie des déchets DHA de l'AIEA (et comprend à la fois les déchets provenant du retraitement du combustible usé et le combustible usé lui-même), alors que la seconde est essentiellement la combinaison des catégories DMA et DFA de l'AIEA. La politique allemande est le stockage de ces deux catégories en formations géologiques profondes, mais sur des sites distincts présentant des caractéristiques de conception différentes.

¹¹ European Union (EU) 2011, Council Directive 2011/70 establishing a Community Framework for the responsible and safe management of spent fuel and radioactive waste, 19 July. (Version française pour la traduction)

¹² European Commission (EC), 1999, Commission Recommendation of 15 September 1999 on a classification system for solid radioactive waste (SEC (1999) 1302 final) 99/669/EC, EURATOM, o. Official Journal L 265, 13/10/1999, pp. 37-45, consulté le 11 Juin 2019, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:51999SC1302> (Version française pour la traduction)

¹³ LLW Repository Ltd. 2016. International Approaches to Radioactive Waste Classification. NSWP-REP-134, October, consulté le 11 Juin 2019, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/697667/NWP-REP-134-International-Approaches-to-RW-Classification-Oct-2016.pdf

FRANCE : Le système français est plus complexe que le système allemand. Il repose sur cinq catégories, sans distinguer les DTCP de la classification AIEA.¹⁴ Le système français ajoute à celui de l'AIEA la période radioactive pour chaque catégorie de déchets. Il distingue les cinq catégories suivantes :

- Déchets de très faible activité (TFA),
- Déchets de faible et moyenne activité (à vie courte) (FMA-VC),
- Déchets de faible activité (à vie longue) (FA-VL),
- Déchets de moyenne activité (à vie longue) (MA-VL),
- Déchets de haute activité (produisant de la chaleur) (HA).

Dans ce système, seules les première et dernière catégories (TFA et HA) correspondent globalement à la classification de l'AIEA. Pour les déchets FA et MA, le système français tient compte, en plus de leur niveau de radioactivité initial, de la durée pendant laquelle chacun de ces différents types de déchets représente un risque potentiel, introduisant ainsi pour chacune de ces deux catégories des distinctions supplémentaires par rapport à l'AIEA. Conformément aux recommandations de l'UE, le système français qualifie de déchets à vie courte ceux dont la période radioactive est inférieure à 31 ans et à vie longue quand elle est supérieure à 31 ans. Ce deuxième critère, la période radioactive, est lié à la politique française relative au stockage définitif. Ainsi, alors que les déchets HA et MA-VL sont tous deux destinés au stockage en formation géologique profonde, les déchets MA-VC sont eux destinés à des installations de stockage en surface, et FA-VL à des installations à faible profondeur.

ROYAUME-UNI : Le système britannique s'aligne plus étroitement sur celui de l'AIEA que les systèmes français et allemand.¹⁵ Ses quatre catégories correspondent aux quatre dernières du système de l'AIEA et se compose par conséquent des :

- Déchets de très faible activité ;
- Déchets de faible activité ;
- Déchets de moyenne activité ;
- Déchets de haute activité (exothermiques, essentiellement issus du retraitement).

Il s'agit des principales catégories de déchets d'exploitation au Royaume-Uni, mais il existe également une autre distinction, étroitement liée aux options actuelles de stockage définitif :

- Déchets d'activité supérieure, définis comme déchets HA, MA et la part des déchets FA que l'on ne peut pas stocker pour l'instant. À ce jour, il n'existe pas de filières de gestion à long terme pour ces déchets.
- Déchets de moindre activité, qui constituent la majeure partie des déchets.

¹⁴ French Authority for Nuclear Safety (ASN), with Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, undated. French National Plan for the Management of Radioactive Materials and Waste 2016-2018. (Version française pour la traduction)

¹⁵ LLW Repository Ltd. 2016. International Approaches to Radioactive Waste Classification. NSWP-REP-134, October, consulté le 11 Juin 2019, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/697667/NWP-REP-134-International-Approaches-to-RW-Classification-Oct-2016.pdf

RÉPUBLIQUE TCHÈQUE : La République tchèque est, parmi les États membres de l'UE les plus récents, celui qui détient les plus gros volumes de déchets nucléaires. Son système de classification est similaire à celui de la France et aux recommandations de l'UE.¹⁶ Il distingue les catégories suivantes :

- Déchets transitoires et TFA (équivalent aux déchets de très faible activité à vie courte) ;
- Déchets de faible activité (vie courte) ;
- Déchets de moyenne activité (vie longue) ;
- Déchets de haute activité (exothermiques).

ÉTATS UNIS : Aux États-Unis, deux classifications distinctes coexistent : une concernant les déchets d'origine militaire l'autre les déchets d'origine civile. Le système qui s'applique aux déchets civils distingue cinq catégories¹⁷ :

- Résidus de traitement de l'uranium ;
- Déchets de faible activité, à leur tour répartis en quatre catégories supplémentaires (dont l'une serait qualifiée de DMA dans le système de l'AIEA) ;
- Déchets transuraniens ;
- Combustible usé ;
- Déchets de haute activité : produits du retraitement des combustibles.

Ainsi, même s'il reconnaît certaines catégories similaires à celles de l'AIEA (comme les déchets HA), le système américain diffère fondamentalement de tous les autres en basant la classification sur l'origine des déchets et non sur leurs caractéristiques ou les risques qu'ils présentent. La catégorie FA inclut des matières qui seraient considérées comme DTFA ou DTCP selon la classification de l'AIEA, car les États-Unis ne reconnaissent aucune catégorie de déchets pouvant être exemptée du contrôle réglementaire. Pour les déchets FA, la distinction entre les quatre catégories repose sur le niveau de protection du public, ou l'intrusion involontaire sur un site, associé à un déchet donné. Enfin, les sous-produits sont un regroupement de diverses matières provenant des réacteurs ou de la fabrication du combustible (autre que l'uranium et le plutonium) et des résidus provenant de l'extraction de l'uranium.

2.4 RÉSUMÉ

Savoir ce qui constitue exactement un déchet s'avère ne pas être une question de bon sens. Quelques pays qualifient certains produits issus de la réaction nucléaire de déchet, d'autres de ressource potentielle. Ainsi, le plutonium, par exemple, est-il considéré comme déchet dans de nombreux pays en raison de son caractère dangereux et de sa valeur commerciale faible ou négative. En France, par contre, la loi impose le retraitement, et on y sépare de grandes quantités de plutonium destiné à une utilisation commerciale. Le retraitement diffère le problème du stockage des déchets tout en le complexifiant. La problématique de la gestion des différents produits issus de la réaction nucléaire, qu'ils soient ou non formellement classés comme déchets, est politiquement et socialement controversée et comporte des risques potentiellement élevés.

¹⁶ LLW Repository Ltd. 2016

¹⁷ Cochran, J.R. 2016, 'Classification of Radioactive Waste' Sandia National Laboratories, SAND2016-5013C, June.

Les systèmes de classification des déchets peuvent distinguer les déchets en fonction de trois paramètres : niveau d'activité radioactive (faible, moyenne, haute), période de décroissance radioactive (vie courte et vie longue), et options de gestion (type des installations d'entreposage et de stockage). Alors que les déchets de faible activité représentent des volumes importants, ils ne contiennent que peu de radioactivité. C'est le cas par exemple du béton et de l'acier provenant du démantèlement. Inversement, les déchets de haute activité représentent des petits volumes mais contiennent l'essentiel de la radioactivité et produisent beaucoup de chaleur, comme le combustible usé.

L'Agence internationale de l'énergie atomique apporte un cadre global pour la classification des déchets radioactifs. La Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs de 2001 constitue une solution par défaut pour de nombreux pays. L'UE a tenté avec la Directive 2011/70/Euratom de 2011 d'harmoniser les systèmes de classification de ses États membres, avec un succès toutefois limité. Aucun des États membres n'a suivi exactement les recommandations de l'UE ; ce sont la France, la Suède et la République tchèque qui s'en approchent le plus.

En Europe, la classification des déchets nucléaire est globalement très différente d'un pays à l'autre. La différence porte tout d'abord sur le caractère de déchet ou de ressource attribué aux combustibles usés et à certains des produits issus de leur retraitement (plutonium et uranium retraité). En second lieu, il y a des différences importantes dans la catégorisation des déchets, et tous les pays appliquent un système qui leur est propre. Si tous s'accordent sur les déchets exothermiques (haute activité), il existe plusieurs manières de caractériser les autres flux de déchets. Certains pays introduisent une distinction entre vie courte et vie longue tant pour les déchets de faible activité que ceux de moyenne activité, alors que d'autres utilisent les catégories faible activité et moyenne activité sans distinguer vie courte ou longue. Certains systèmes sont en grande partie fondés sur l'origine des déchets, d'autres sur les concepts de stockage, potentiels ou existants, ou autres options de gestion, et d'autres encore sur la combinaison des niveaux d'activité et des périodes radioactives. Ces différences rendent la comparaison des systèmes entre pays extrêmement complexe.



3 QUANTITÉS DE DÉCHETS

Après plus de 70 ans de recours au nucléaire pour la production d'électricité, des quantités importantes de déchet se sont accumulées à travers le monde. Malgré l'absence d'installations de stockage définitif adaptées, la production de déchets continue, se soldant par une augmentation constante des quantités de déchets nucléaires entreposées.

3.1 OBLIGATION D'INVENTAIRE

Au niveau mondial, la gestion et les déclarations relatives aux déchets radioactifs sont régies par les législations nationales et les conventions internationales. Au sein de l'UE, c'est la Directive 2011/70/Euratom sur la gestion responsable et sûre du combustible usé et des déchets radioactifs qui fournit le cadre principal. Ses exigences s'appuient sur la Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs de l'AIEA (voir ci-dessous). Les États membres devaient ainsi présenter à la Commission européenne en 2015 leur premier inventaire des déchets et la stratégie relative à leur programme de gestion des déchets radioactifs, puis remettre tous les trois ans un rapport sur la mise en œuvre de la directive 2011/70. En 2017, un rapport de la Commission européenne a transposé dans la classification GSG-1 de l'AIEA les inventaires transmis : déchets de très faible activité (DTFA), déchets de faible activité (DFA), déchets de moyenne activité (DMA) et déchets de haute activité (DHA).¹⁸ Ce rapport mettait en évidence des quantités de déchets dans l'UE en augmentation constante et des installations de stockage adéquates limitées.¹⁹

La Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs de 2001 (ci-après la Convention commune) est le premier instrument juridique à traiter de la question de la gestion du combustible usé et des déchets radioactifs en établissant des principes de sûreté et en créant un "processus de revue par les pairs" (peer review).²⁰ L'accord avec l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) inclut l'obligation d'établir la liste des installations destinées à la gestion du combustible usé et des déchets radioactifs, ainsi que les inventaires de combustible usé et de déchets radioactifs (article 32). Ces rapports nationaux doivent être soumis à chaque réunion d'examen ; celles-ci doivent se tenir dans un délai de moins de trois ans après la précédente (article 30). Ce sont les rapports nationaux soumis pour la sixième réunion d'examen (en 2018) qui constituent la source principale des données sur quantités de déchets présentées en partie 3.3.²¹

3.2 QUANTITÉS DE DÉCHETS AU LONG DE LA CHAÎNE D'APPROVISIONNEMENT

EXTRACTION D'URANIUM ET FABRICATION DE COMBUSTIBLE

Pour utiliser l'uranium comme combustible pour la production d'électricité dans des réacteurs nucléaires, le minerai d'uranium (ressource naturelle) doit subir plusieurs étapes de traitement. Le minerai doit d'abord être extrait, l'uranium séparé des résidus, puis concentré pour produire le "yellow cake", qui sera lui-même converti en hexafluorure d'uranium puis enrichi, avant d'entrer dans la fabrication d'éléments combustibles.

¹⁸ International Atomic Energy Agency (IAEA) 2009, Classification of Radioactive Waste

¹⁹ European Commission 2017, Inventory of radioactive waste and spent fuel present in the Community's territory and the future prospects, consulté le 12 juin 2019, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52017SC0161&from=EN>

²⁰ International Atomic Energy Agency (IAEA) 2001, Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, consulté le 12 juin 2019, <https://www.iaea.org/topics/nuclear-safety-conventions/joint-convention-safety-spent-fuel-management-and-safety-radioactive-waste>

²¹ Les rapports nationaux sont disponibles sur le site de l'AIEA: https://www.iaea.org/topics/nuclear-safety-conventions/joint-convention-safety-spent-fuel-management-and-safety-radioactive-waste/documents?keywords=&type=4797&language=All&field_extres_date_value%20%5Bvalue%20%5D%20%5Byear%20%5D=&country=All

Tous ces traitements produisent des déchets. Les premiers déchets à faire leur apparition sont les résidus des mines (déchets de l'extraction d'uranium sous forme de roches concassées et boues). Dans certains cas, ces déchets ont été entassés et utilisés pour remblayer des mines à ciel ouvert ou réaménager certaines zones. Six pays assurent 85 % de l'extraction d'uranium au niveau mondial : Canada, Kazakhstan, Australie, Niger, Namibie et Russie.²² L'extraction (et les traitements ultérieurs) produisent d'importantes quantités de déchets nucléaires dans ces pays exportateurs, parmi lesquels seuls le Canada et la Russie exploitent des centrales nucléaires. La France, la Russie, le Canada, la Chine et les USA procèdent à la conversion commerciale du yellow cake en hexafluorure d'uranium (UF₆). L'Angleterre, la France, l'Allemagne, les Pays-Bas, la Russie, le Japon et les USA proposent des services commerciaux d'enrichissement. Ces deux étapes génèrent des déchets contenant de l'uranium.

DÉCHETS D'EXPLOITATION

L'exploitation des réacteurs nucléaires pour produire de l'électricité engendre différents types de déchets nucléaires, dans des états physiques différents, dont la majeure partie est constituée de déchets de faible et moyenne activité (FMA). L'IAEA classe ces déchets en deux catégories principales : déchets d'exploitation non-conditionnés ("tels que produits") et déchets d'exploitation conditionnés. Dans le cas des déchets non-conditionnés, l'indication de leur état physique (liquide ou solide par exemple) est importante²³ :

- Les déchets bruts (déchets sous leur forme d'origine) ne sont pas conditionnés et sont souvent comptabilisés en tonnes pour les déchets solides et en mètres cubes (m³) pour les déchets liquides.²⁴
- Cette catégorie contient également des déchets pré-traités. Ce sont des déchets qui ont subi une forme de pré-conditionnement et sont souvent mesurés en tonnes pour les solides et en m³ pour les liquides.

Les déchets doivent être conditionnés afin d'être immobilisés et se présenter sous une forme stable pour pouvoir être transportés, entreposés puis finalement stockés. Le compactage des déchets permet de réduire les quantités ; il peut intervenir lors du conditionnement, mais ce n'est pas une obligation.²⁵

- Il existe une catégorie supplémentaire, constituée de déchets conditionnés qui doivent être reconditionnés pour des raisons de sûreté ou pour satisfaire aux spécifications, ou les deux.²⁶
- Après conditionnement, les déchets sont entreposés dans des fûts, des conteneurs d'entreposage, de transport ou de stockage. Les déchets entreposés sont comptabilisés en m³, tonnes (métriques) ou encore en unités (colis ou fûts).
- La dernière catégorie est celle des déchets stockés définitivement. En Europe, moins de la moitié des pays nucléaires sont dotés d'installations de stockage pour les déchets FMA (Royaume-Uni, France, Espagne, Hongrie, Finlande, République tchèque, Suède). Les déchets stockés sont souvent comptabilisés en m³, ou en nombre de colis ou conteneurs.

²² Mendelevitch, R., Dang, T. 2016, "Nuclear Power and the Uranium Market: Are Reserves and Resources Sufficient?", DIW Berlin - Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung.

²³ Les déchets solides sont par exemples les tenues de protection, des composants de réacteurs remplacés, ou des matériaux d'isolation. Les déchets liquides sont par exemple l'eau de refroidissement contaminée, des huiles, les concentrats d'évaporation, des résidus de filtres ou des boues qui se forment quand des matières solides se déposent dans le fond des pompes. Voir IAEA, "Categorizing Operational Radioactive Wastes", International Atomic Energy Agency, 2007.

²⁴ Ou mégagramme (Mg) de métal lourd (ML).

²⁵ Pour plus de détails concernant les techniques de production de déchets, voir Homberg, Pavageau, et Schneider 1997, Cogema - La Hague The Waste Production Techniques, Greenpeace International.

²⁶ Par exemple, boues bitumées provenant du retraitement, refusées par les clients étrangers d'AREVA (aujourd'hui Orano), et ne satisfaisant pas aux spécifications pour le stockage final en France.

La production de déchets dépend de plusieurs facteurs, comme la filière de réacteurs ou leur âge. L'AIEA donne une indication de la production de déchets FMA non-conditionnés par GW²⁷ par filière de réacteurs²⁸ :

- Réacteur à eau lourde sous pression (REL ou PHWR) : 200 m³
- Réacteur à eau légère (REL ou LWR)²⁹
 - Réacteur à eau (légère) sous pression (REP ou PWR) : 250 m³
 - Réacteur à eau (légère) bouillante (REB ou BWR) : 500 m³
 - REP VVER : 600 m³
- Réacteur à neutrons rapides (RNR) ou surgénérateur : 500 m³
- Réacteur à eau bouillante avancé (ABWR) : 500 m³
- Réacteur graphite-gaz avancé (RAG ou AGR) : 650 m³
- Réacteur à eau légère refroidi au gaz (RBMK) : 1 500 m³
- Réacteur caloporteur gaz (RCG ou GCR) : 5 000 m³

Il s'agit ici d'estimations concernant les déchets non-conditionnés ; les estimations de production annuelle de déchets FMA conditionnés par réacteur varient selon les pays étudiés, et dépendent elles-aussi de différents facteurs, comme la filière de réacteur et les méthodes de conditionnement. Par exemple, les estimations de l'Allemagne pour ses réacteurs à eau légère (REL, incluant des REP et des REB)³⁰ sont de 45 m³ par an de FMA conditionnés, alors que les estimations pour la France sont plutôt de l'ordre de 78 m³ par réacteur par an pour son parc de REP.³¹

COMBUSTIBLE USÉ

Selon les estimations de l'AIEA, le fonctionnement d'un réacteur à eau légère de 1 GW produit de l'ordre de 30 à 50 tonnes de combustible utilisé par an.³² Rapportée à une capacité installée mondiale de 363 GW, cette estimation correspondrait à une production annuelle de l'ordre de 11 000 à 18 000 tonnes. En 2013, environ 370 000 tonnes de combustible utilisé avaient été produites depuis le couplage au réseau du premier réacteur, dont environ un tiers (124 000 tonnes) avait été retraité.³³ Pour estimer l'ordre de grandeur non seulement du poids, mais aussi du volume que représente le combustible utilisé entreposé, on peut utiliser le ratio de conversion de masse (TML) en volume (m³) du Département de l'Énergie américain (DOE – Department of Energy) de 2,5 pour les REL.³⁴

²⁷ Les unités en Gigawatt ou en Mégawatt (MW) indiquent la capacité installée de production électrique d'un réacteur ; celle-ci peut également être exprimée en Gigawatt électrique (GWe). Sauf indication contraire, le rapport utilise GW et MW.

²⁸ IAEA 2007, Estimation of Global Inventories of Radioactive Waste and Other Radioactive Materials

²⁹ Le parc mondial actuel (un peu plus de 400 réacteurs), est composé à 80 pourcents environ de REP ou REB.

³⁰ Government of Germany 2018, The Sixth Report National Report prepared within the framework of the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management

³¹ Neumann, W. 2010, "Nuclear Waste Management in the European Union: Growing volumes and no solution", intac, the Greens/EFA in the European Parliament, consulté le 12 juin 2019, https://www.sortirdunucleaire.org/IMG/pdf/thegreens-efa-2010-nuclear_waste_management_in_the_european_union-growing_volumes_and_no_solution.pdf

³² IAEA 2007, Estimation of Global Inventories of Radioactive Waste and Other Radioactive Materials

³³ IAEA 2018, Status and Trends in Spent Fuel and Radioactive Waste Management

³⁴ US Department of Energy 1997, Integrated Data Base Report – 1996: U.S. Spent Nuclear Fuel and Radioactive Waste Inventories, Projections, and Characteristics

Selon l'AIEA, le retraitement permettrait de réduire ces 30 à 50 tonnes de combustible usé en 15 m³ de déchets HA vitrifiés.³⁵ Cette estimation conservatrice n'inclut évidemment pas les quantités importantes d'uranium de retraitement, de plutonium, de déchets de moyenne activité, et le combustible MOX irradié, qui nécessitent de longues périodes d'entreposage supplémentaires.³⁶ En Europe, le retraitement fait toujours partie de la politique de gestion des déchets dans quelques pays (France, Pays-Bas, Russie), alors que d'autres l'ont suspendu sine die ou définitivement arrêté, essentiellement pour des raisons économiques (Allemagne, Belgique, Bulgarie, Hongrie, Suède, Suisse et plus récemment Royaume-Uni). Le dernier pays européen en date à avoir manifesté un intérêt pour le retraitement est l'Ukraine qui a un signé un contrat pour une étude de faisabilité avec le français Orano (ex-Areva). Cette initiative de l'Ukraine s'inscrit dans ses efforts de diversification de la chaîne du combustible. Une installation d'entreposage du combustible usé supplémentaire est en construction, et le pays s'est rapproché de Westinghouse pour l'approvisionnement en combustible.³⁷

DÉCHETS DE DÉMANTÈLEMENT

Lorsqu'un réacteur est fermé, les combustibles usés doivent être déchargés, et les systèmes de refroidissement et le modérateur purgés. Les opérations de déchargement du combustible, de déconstruction et de démantèlement proprement dit des réacteurs sont désignées sous le terme générique de démantèlement.³⁸ Selon l'AIEA, qui estime les quantités de déchets du démantèlement en masse (plutôt qu'en volume), le démantèlement d'un réacteur à eau légère de 1 GW produirait de 5 000 à 6 000 tonnes de déchets FMA et 1 000 tonnes de déchets FMA-VL et HA.³⁹ Ces estimations sont toutefois à prendre avec précaution, car à ce jour seul un réacteur dont la puissance atteint 1 GW a été démantelé (Trojan aux États-Unis) et celui-ci n'avait par ailleurs fonctionné que 17 ans. En 2018, seuls 19 réacteurs (de plus faible puissance) – soit environ 6 GW au total – avaient été démantelés dans le monde (voir *Tableau 1*).⁴⁰ À l'instar des déchets d'exploitation, la quantité de déchets de démantèlement dépend de nombreux facteurs, comme le seuil de libération des déchets, la stratégie de démantèlement (démantèlement immédiat ou différé avec confinement sûr), la durée d'exploitation et la filière de réacteur. Les déchets produits au cours des premières étapes du démantèlement ont les mêmes caractéristiques que les déchets d'exploitation, et la même approche peut être utilisée pour les caractériser, à une exception près : ils sont produits en beaucoup plus grande quantité sur une période plus courte.⁴¹

³⁵ IAEA 2019

³⁶ Plus de 100 ans supplémentaires par rapport aux combustibles uranium, ou un besoin de volumes bien supérieurs au niveau des sites de stockage (facteur 3 environ). Pour plus d'information sur les comparaisons de volumes nécessaires, voir Mycle Schneider et Yves Marignac, "Spent Nuclear Fuel Reprocessing in France", IPFM, April 2008.

³⁷ International Panel on Fissile Materials 2018, "Ukraine to explore reprocessing its spent fuel in France", 3 May, consulté le 12 juin 2019, http://fissilematerials.org/blog/2018/05/ukraine_to_explore_reproc.html

³⁸ Schneider et al. 2018, World Nuclear Industry Status Report 2018.

³⁹ IAEA, Estimation of Global Inventories of Radioactive Waste and Other Radioactive Materials, pp.16.

⁴⁰ Schneider et al. 2018, World Nuclear Industry Status Report 2018.

⁴¹ IAEA, 2007

TABLEAU 1: Démantèlement de réacteurs dans le monde – Situation au 31 mai 2018

Pays	Réacteur	Capacité en MW	Année de fin de démantèlement	Années d'exploitation
ALLEMAGNE	5	1 017 (total)		
	Niederaichbach	100	1995	1
	HDR Großwelzheim	25	1998	2
	VAK Kahl	15	2010	24
	Würgassen	640	2014	23
	Gundremmingen-A	237	2016	11
JAPON	1	12 (total)		
	JPDR	12	2002	13
ETATS-UNIS	13	4 922 (total)		
	Elk River	22	1974	5
	Shippingport	60	1989	25
	Pathfinder	59	1993	1
	Shoreham	809	1995	0
	Fort St. Vrain	330	1997	13
	Maine Yankee	860	2005	24
	Saxton	3	2005	5
	Trojan	1 095	2005	17
	Yankee NPS	167	2006	31
	Big Rock Point	67	2006	35
	Haddam Neck	560	2007	29
	Rancho Seco-1	873	2009	15
	CVTR	17	2009	4
TOTAL		5 951		

Source : WNWR, à partir de Schneider et al. (2018).

ESTIMATIONS DES QUANTITÉS DE DÉCHETS DE LA CHAÎNE D'APPROVISIONNEMENT

La figure 2 donne un aperçu global des quantités de déchets non conditionnés par pays, hors déchets produits au cours de l'extraction et de la concentration de l'uranium et de la fabrication de combustible uranium. Elle prend en compte le parc européen actuel (2019), hors Russie et Slovaquie, de 142 réacteurs d'une capacité installée de l'ordre de 149 GW et sa moyenne d'âge (par filière), ainsi que le parc déjà arrêté de 90 réacteurs (36 GW) et sa moyenne d'âge (par filière). Cette estimation est faussée, car elle suppose, par souci de simplification, une production annuelle de déchets par GW constante sur toute la durée de fonctionnement. En outre, les déchets d'uranium ne sont pas pris en compte puisque la majeure partie de l'uranium est importée, et donc c'est en dehors de l'Europe qu'ils sont produits en quantités importantes.

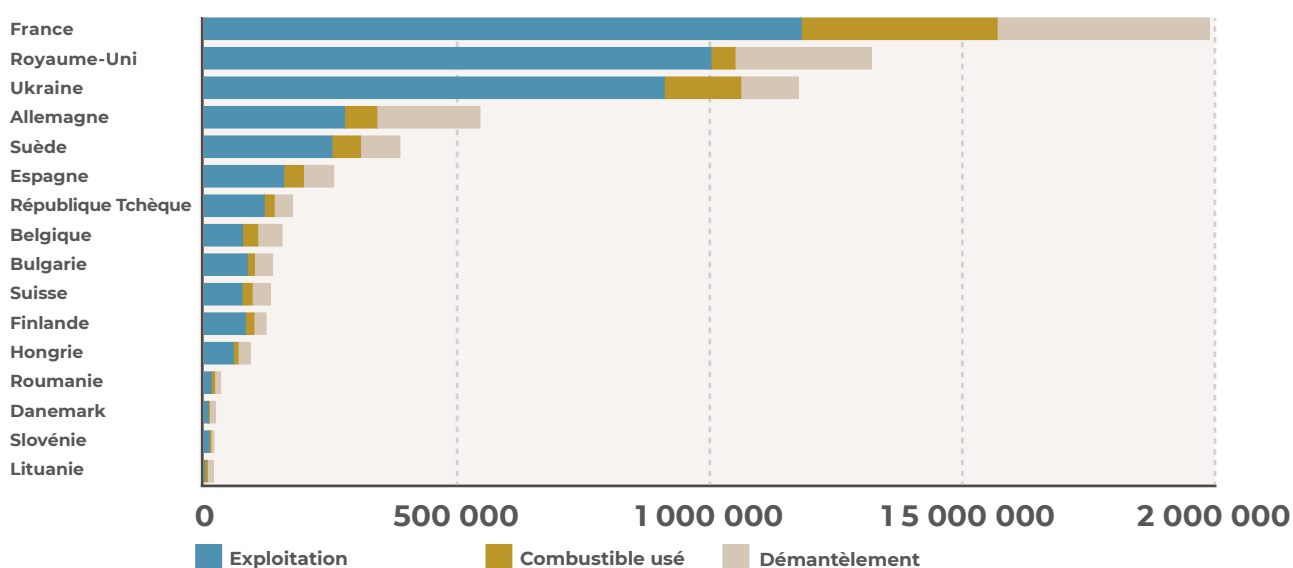
- **Exploitation :** Le taux de production de déchets d'exploitation est basé sur les taux de production de déchets FMA non conditionnés par GW de capacité nucléaire par filière de réacteur présentés ci-dessus. Cette estimation se traduit par 2 916 000 m³ de déchets FMA (1 560 000 m³ pour les réacteurs en service, et 1 356 000 m³ pour les réacteurs arrêtés). D'ici à la fermeture des réacteurs viendraient s'ajouter 1 378 000 m³ de déchets. L'exploitation produirait ainsi un total de 4 294 000 m³ de déchets FMA.

- **Combustibles usés** : Les estimations se basent sur une hypothèse de production de 40 tonnes de combustibles usés par GW et par an. Cela correspond à un inventaire existant estimé de 226 000 tonnes de combustibles usés entrant dans la catégorie HA (197 000 tonnes pour les réacteurs en service, et 30 000 tonnes pour les réacteurs fermés). Viendraient s'y ajouter 123 000 tonnes d'ici la fermeture des réacteurs, soit un total de 350 000 tonnes. En utilisant le facteur de conversion de la masse en volume du DOE pour les REL, la quantité actuelle serait de 566 000 m³. D'ici la fermeture des réacteurs, la production totale de combustibles usés atteindrait 874 000 m³.
- **Démantèlement** : En appliquant l'hypothèse conservatrice de l'AIEA⁴² d'un taux de production de 6 000 m³/réacteur, ce sont 1 400 000 m³ de déchets FMA supplémentaires qui seront produits par le démantèlement.

La production de déchets nucléaires du parc nucléaire européen sur l'ensemble de la durée de vie serait de 6,6 millions de m³. Si ces déchets étaient tous entassés au même endroit, ils rempliraient un terrain de foot de 919 mètres de hauteur, dépassant de 90 mètres l'immeuble le plus haut du monde, le Burj Khalifa à Dubaï.

Sur la base de ces hypothèses, le volume total de déchets nucléaires d'exploitation et de combustibles usés produits par le parc nucléaire européen (hors Russie et Slovaquie) sur l'ensemble de sa durée de vie est estimé à quelques 5,2 millions de m³. Une fois l'ensemble des réacteurs européens démantelés, la production sur l'ensemble de la durée de vie du parc serait de 6,6 millions de m³. Avec une part de 30 %, la France est le plus gros producteur de déchets nucléaires, suivie par le Royaume-Uni (20 %), l'Ukraine (18 %) et l'Allemagne (8 %). Ces quatre pays représentent plus de 75 % des déchets nucléaires produits en Europe. Si ces déchets étaient tous entassés au même endroit, ils rempliraient un terrain de foot de 919 mètres de hauteur, dépassant de 90 mètres l'immeuble le plus haut du monde, le Burj Khalifa à Dubaï. Tous ces déchets doivent être conditionnés et stockés.

FIGURE 2: Déchets d'exploitation, de gestion des combustibles usés et de démantèlement du parc de réacteurs nucléaires européen (en service et fermés) – Estimations en m³ au 31 décembre 2018



Source : Compilation et estimations WNWR, basées sur les hypothèses de taux de IAEA 2007, et US DOE 1997

⁴² Ce taux varie selon la densité moyenne des déchets retenue, les procédés de conditionnement et d'emballage. Voir IAEA, 2007.

3.3 QUANTITÉS DE DÉCHETS DÉCLARÉES DANS LE CADRE DE LA CONVENTION COMMUNE

Dans cette partie, les données concernant les inventaires nationaux des différents pays européens sont issues des documents officiels soumis à la Convention commune par les gouvernements respectifs, les organismes de contrôles ou autres agences gouvernementales.

EXTRACTION D'URANIUM ET FABRICATION DU COMBUSTIBLE

L'Union Européenne importe l'essentiel de son uranium. La France a extrait de l'uranium par le passé. L'ancienne industrie minière y a officiellement produit 52 millions de tonnes de résidus miniers, actuellement réparties sur 17 sites sur d'anciennes mines.⁴³

L'ex-RDA (République démocratique allemande) a produit bien plus de minerai d'uranium que la France jusqu'en 1990, date à laquelle l'extraction d'uranium a été arrêtée dans le contexte de l'unification allemande. Avec l'extraction de quelques 231 000 tonnes, l'ex-RDA, était à l'époque le quatrième producteur mondial d'uranium. Aujourd'hui, l'héritage minier comprend une superficie de 32 km² d'installations, 48 terrils représentant un volume de 311 millions de m³ de roches de faible activité et quatre bassins renfermant 160 millions de m³ de boues radioactives.^{45 46} Comme dans la plupart des cas, la réhabilitation des anciens sites miniers d'uranium se limite à l'installation d'une couverture solide sur les résidus.

La Fédération de Russie est aujourd'hui l'un des plus gros producteurs mondiaux d'uranium, et les activités minières y représentent la principale source de production de déchets solides de faible activité. Rien qu'en 2016, la compagnie minière russe PIMCU a produit quelques 700 000 m³ de résidus miniers entrant dans la catégorie des FMA. Le rapport de la Russie soumis à la Convention commune ne contient cependant aucune donnée cumulée sur les déchets de l'industrie minière.⁴⁷

Les déchets les plus dangereux présents dans des usines commerciales d'enrichissement et les installations qui renferment le plus de déchets sont Capenhurst (Royaume-Uni), Almelo (Pays-Bas), Gronau (Allemagne) et Tricastin (France). Les exploitants français, allemands et néerlandais ont dans le passé envoyé en Russie plus de 10 000 tonnes par an d'hexafluorure d'uranium (UF₆) appauvri, un sous-produit de l'enrichissement ; de grandes quantités s'y trouvent encore.⁴⁸ Aujourd'hui les exploitants des usines d'enrichissement en Europe doivent conserver l'UF₆ appauvri. En Allemagne, le volume prévu de colis de déchets provenant de l'enrichissement de l'uranium s'élève à 100 000 m³ d'uranium appauvri.⁴⁹

DÉCHETS DE FAIBLE ET MOYENNE ACTIVITÉ

La diversité des approches concernant les inventaires nationaux rend difficile la comparaison des déchets

⁴³ Gouvernement français, 2017, Sixième rapport de la France pour la convention commune – Sixième rapport national sur la mise en œuvre des obligations de la Convention commune, Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs.

⁴⁵ Government of Germany 2018, The Sixth Report National Report prepared within the framework of the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management

⁴⁶ La réglementation allemande ne considère généralement pas comme déchets radioactifs, les sterils, résidus, et autres matériaux sur les sites contaminés des mines d'uranium ; l'Allemagne joint par conséquent un rapport complémentaire à celui publié dans le cadre des accords de la Convention commune.

⁴⁷ Government of Russia 2017, The fifth National Report of the Russian Federation on Compliance with the Obligations of the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and the Safety of Radioactive Waste Management

⁴⁸ Neumann 2010

⁴⁹ Nuclear Energy Agency (NEA) of the Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) 2016, Germany Profile, consulté le 12 juin 2019, https://www.oecd-neo.org/rwm/profiles/germany_profile.pdf

accumulés dans les différents pays, les déchets d'exploitation étant entreposés sous différentes formes physiques (liquides, solides, pré-compactés par exemple) ou ayant déjà été conditionnés, compactés, voire même stockés. Les déchets sont parfois regroupés en catégories différentes, comme FA et MA ou FMA, parfois encore ils sont répertoriés sous d'autres formes. La Russie donne une estimation de l'ordre de 556 millions de m³ de déchets radioactifs, mais ne fournit que peu d'information quant à leur origine (de grandes quantités proviennent de l'extraction d'uranium), leur état ou la classification. Le cas le plus frappant est celui de la Slovaquie, où l'information concernant les formes de déchets, « en unités », « fûts » ou « palettes », ne permet aucune affectation des volumes. Aucun de ces deux pays ne figure au [Tableau 2](#).

Le [Tableau 2](#) donne un aperçu des quantités de déchets FMA stockées et entreposés. Faute d'informations détaillées sur l'origine des déchets – souvent absentes des rapports nationaux soumis à la Convention commune – il est difficile d'apprécier si les volumes de déchets FMA mentionnés proviennent uniquement de l'exploitation et du retraitement, ou s'ils comprennent également des déchets de démantèlement.

TABLEAU 2: Déchets de faible et moyenne activité entreposés ou stockés en Europe (arrondis)
– Situation au 31 décembre 2016

Pays	FMA entreposés [m ³]	FMA stockés [m ³]	Quantité totale de déchets FMA produits [m ³]
ALLEMAGNE	45 200	84 100	129 300
BELGIQUE	23 200	Pas d'installation de stockage en service.	23 200
BULGARIE	11 900	Pas d'installation de stockage en service.	11 900
ESPAGNE	6 700	32 200	38 900
FINLANDE	1 970	7 600	9 600
FRANCE	180 000	853 000	1 033 000
HONGRIE	10 600	876	11 500
LITUANIE	44 000	Pas d'installation de stockage en service.	44 000
PAYS BAS	11 100	Pas d'installation de stockage en service.	11 100
REPUBLIQUE TCHÈQUE	1 750	11 500	13 250
ROUMANIE	1 000	Pas d'installation de stockage en service.	1 000
ROYAUME-UNI	130 000	942 000	1 072 000
SLOVENIE	3 400	Pas d'installation de stockage en service.	3 400
SUÈDE	13 800	39 000	52 800
SUISSE	8 400	Pas d'installation de stockage en service.	8 400
UKRAINE *	59 400	Pas d'installation de stockage en service.	59 400
TOTAL	552 400	1 970 000	2 522 000

Source : Compilation WNWR, sur la base des rapports soumis à la Convention commune [sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs] et ONDRAF/NIRAS 2017.

Note : * Hors déchets (entreposés ou stockés) dans la zone de Tchernobyl.

Le cumul des chiffres fournis par les rapports nationaux soumis à la Convention commune atteint plus de 550 000 m³ de déchets FMA actuellement entreposés à travers l'Europe (hors Slovaquie et Russie) en attente de solution de stockage définitif. Si l'on inclut les déchets déjà stockés, la quantité totale de déchets FMA produits en Europe se monte à plus de 2,5 millions de m³ de déchets entreposés ou stockés.⁵⁰ Ces chiffres sont proches de l'évaluation de 3 millions de m³ de déchets d'exploitation non-conditionnés basée sur les estimations de l'AIEA (hors Russie et Slovaquie). Ces chiffres restent difficilement comparables, faute d'information détaillée sur les déchets stockés, par exemple s'il s'agit de déchets conditionnés ou non.

À ce jour, il y a des installations de stockage en place dans moins de la moitié des pays étudiés, essentiellement pour les déchets FA, pas pour les déchets MA : Royaume-Uni, France, Espagne, Hongrie, Finlande, République tchèque, Suède et Allemagne. Ces pays ont à eux tous déjà stocké près de 2 millions de m³ de déchets d'exploitation. Le Royaume-Uni à lui seul a déjà stocké 1 million de m³ de déchets FA, la plupart dans un dépôt à faible profondeur à Drigg.⁵¹ Les deux principaux pays nucléaires de l'UE, la France et le Royaume-Uni, ont déjà stocké l'équivalent de près du double de la quantité totale de déchets FMA actuellement entreposée dans l'ensemble de l'UE. A eux deux ils représentent cependant toujours plus des deux tiers des déchets FMA actuellement entreposés en attente de stockage.

En Allemagne, des déchets sont stockés dans deux installations de stockage géologiques. Cependant, les déchets qui ont été placés dans la mine de Asse II en Basse Saxe entre 1967 et 1978 (environ 47 000 m³ de déchets FMA dans près de 126 000 fûts) doivent être récupérés, à cause d'infiltrations permanentes d'eau souterraine de la couverture vers la mine. Il n'y a actuellement aucune perspective pour le stockage de ce mélange de déchets radioactifs et de saumure qui avoisinerait les 220 000 m³.⁵² Jamais des déchets n'ont été récupérés d'un stockage géologique. C'est une première qui représente un défi technologique, logistique et financier. De plus, la reprise de déchets produit des déchets d'un genre nouveau : des déchets stockés qui, après récupération, devront être reconditionnés, entreposés puis finalement stockés ; dans le cas de Asse II, la quantité de déchets à stocker, désormais composés d'un mélange de sel et de déchets radioactifs est cinq fois plus importante qu'à l'origine.

Des quantités importantes de déchets FMA seront produites après la fermeture des réacteurs et leur démantèlement. En 2018, seuls 19 réacteurs avaient été complètement démantelés dans le monde, donc seulement cinq en Europe, et plus précisément en Allemagne.⁵³ Bien qu'il y ait des opérations de démantèlement en cours, il est difficile de trouver des rapports donnant les quantités de déchets ainsi générés. Le rapport allemand soumis à la Convention commune ne précise pas les quantités exactes de déchets de démantèlement, se limitant à une estimation du taux de production, soit 5 000 m³ de déchets FMA conditionnés par réacteur.⁵⁴ Le démantèlement génère également d'autres déchets qu'il faut traiter comme des déchets HA. Le démantèlement des réacteurs espagnols José Cabrera et Vandellos a ainsi par exemple généré 185 m³ de "déchets spéciaux" – issus en particulier de la découpe de la structure interne de la cuve – qui devront être stockés avec les déchets HA. Ils sont actuellement entreposés sur place dans quatre emballages d'entreposage.⁵⁵ La Hongrie estime que le démantèlement des quatre réacteurs de Paks produira 26 700 m³ de déchets FMA au total (environ 6 700 m³ par réacteur) et 300 m³ de déchets HA.⁵⁶

⁵⁰ Ce total n'inclut pas les vastes quantités de déchets à très faible activité (TFA) générés au cours des périodes d'exploitation. Par exemple, la France à elle-seule entrepose 185 000 m³ de déchets TFA et 352 000 m³ sont stockés. Pour la majorité des pays étudiés ici, aucune donnée concernant la quantité de déchets TFA n'a été publiée.

⁵¹ Neumann 2010

⁵² Kommission Lagerung hoch radioaktiver Abfallstoffe (German Commission on Storage for Highly Radioactive Waste) 2016, Abschlussbericht der Kommission zur Lagerung hochradioaktiver Abfälle K-Drs. 268 (Final Report of the Commission on the Storage of High-Level Radioactive Waste K-Drs. 268).

⁵³ Schneider et al. 2018

⁵⁴ Government of Germany 2018, The Sixth Report National Report prepared within the framework of the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management pp. 86

⁵⁵ Government of Spain 2017, Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management – 6th Spanish National Report.

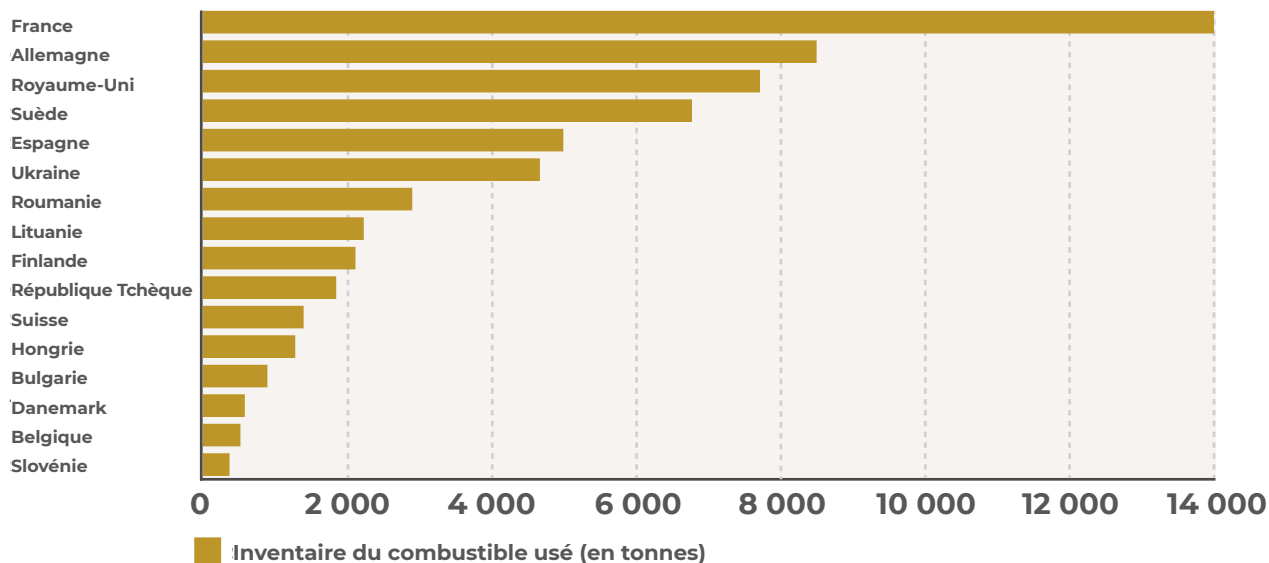
⁵⁶ Government of Hungary 2017, National Report Sixth Report prepared within the framework of the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management

Outre le défi qu'y représente le démantèlement des plus importants parcs nucléaires d'Europe, trois pays – le Royaume-Uni, la France et la Russie – sont confrontés à d'autres difficultés, le parc dont ils héritent comportant des types de réacteurs rares : réacteurs refroidis au gaz (RCG) en France et au Royaume-Uni, et réacteurs de conception soviétique RBMK, dont certains sont toujours en service en Russie et en Ukraine. Des milliers de tonnes de blocs de graphite ont été utilisées pour la construction de ces réacteurs. Un réacteur Magnox type au Royaume-Uni peut contenir environ 3 000 tonnes de graphite hautement irradié, classées comme déchets MA, nécessitant la mise en œuvre d'une protection radiologique et probablement un stockage profond, en raison de la présence d'isotopes à vie longue.⁵⁷ En France aussi l'essentiel des déchets FA-VL sera constitué de déchets de graphite issus du démantèlement des réacteurs refroidis au gaz. Il n'existe aucune filière, même théorique, pour le stockage de ces déchets de graphite.⁵⁸

COMBUSTIBLE USÉ ET DÉCHETS DE HAUTE ACTIVITÉ

Les inventaires nationaux de combustible usé sont généralement donnés en tonnes de métal lourd (tML ou Mg ML) ou en nombre d'assemblages de combustible. Les rapports de la Belgique, Hongrie, Lituanie et Slovaquie ne fournissent que le nombre d'assemblages ; la masse totale a été calculée à partir de l'estimation de celle de chaque assemblage (voir [Tableau 3](#)). Faute de données concernant les combustibles usés dans les derniers rapports de l'Ukraine, des Pays-Bas et de la Belgique, ce sont celles tirées de rapports antérieurs qui ont été utilisées. Il y a actuellement environ 60 500 tonnes de combustible usé entreposées sous diverses formes à travers l'Europe (hors Russie et Slovaquie), dont près de 50 % en France, Allemagne et Royaume-Uni. Dans l'UE, ce sont environ 57 000 tonnes qui sont entreposées ; la France compte pour 25 % de l'inventaire actuel de combustible usé, suivie par l'Allemagne (15 %) et le Royaume-Uni (14 %). Ces trois pays représentent plus de la moitié de l'inventaire de combustible usé de l'UE.

FIGURE 3: Combustibles usés entreposés en Europe (hors Russie et Slovaquie) en tonnes
- Situation au 31 décembre 2016



Source : Compilation des rapports publiés dans le cadre de la Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs.

La Russie et la Slovaquie ne figurent pas à la [Figure 3](#) et au [Tableau 3](#) car les informations qu'elles publient concernant les déchets FMA ne permettent pas de comparaison (voir ci-dessus). Ces deux pays publient toutefois les quantités de combustibles usés entreposées : environ 22 388 tonnes de combustibles usés pour la Russie (dont 92 % en entreposage sous eau) et 13 102 assemblages pour la Slovaquie (tous entreposés sous eau).

⁵⁷ Laraia, M. 2012, Nuclear decommissioning. Planning, execution and international experience.

⁵⁸ Schneider et al. 2018, pp.144.

Les combustibles usés sont généralement entreposés dans les piscines de refroidissement des réacteurs ou dans des installations d'entreposage. Dans ce dernier cas, il peut s'agir d'entreposage à sec en conteneur ou sous eau en piscine. Comme le montre le Chapitre 4 sur les risques, l'entreposage en piscine est plus dangereux. Le [Tableau 3](#) donne un aperçu des quantités de combustibles usés entreposés en piscine, à l'intérieur du bâtiment réacteur ou dans une installation distincte. En 2016, 81 % des combustibles usés européens (hors Russie et Slovaquie), soit environ 49 000 tonnes, étaient toujours entreposés en piscine. La France et le Royaume-Uni, qui représentent 40 % de l'inventaire actuel de l'UE, n'ont pas transféré de combustibles usés vers l'entreposage à sec.

Bien que le Royaume-Uni se soit doté d'une installation d'entreposage à sec sur le site de la centrale de Sizewell, son rapport national ne contient aucune donnée à ce sujet. La quantité totale de combustibles usés produite au cours des 40 ans d'exploitation de Sizewell B est estimée à un petit peu plus de 1 000 tonnes. EDF Energy prévoit de transférer des piscines vers l'entreposage à sec l'ensemble des combustibles usés du réacteur d'ici 2040. Seuls quelques pays européens ont transféré la majorité de leurs combustibles usés vers l'entreposage à sec. C'est en Hongrie (83 %) et en République tchèque (64 %) que le taux d'entreposage à sec est le plus élevé. À ce jour, aucun pays européen n'a mis en place d'installation de stockage destinée aux combustibles usés. Avec la poursuite de la production de combustibles usés, la capacité d'entreposage disponible se réduit. En Finlande, par exemple, le niveau de saturation de la capacité d'entreposage de combustible usé atteint 93 % et en Suède, celui de l'installation centralisée d'entreposage, CLAB, 80 %.

TABLEAU 3: Inventaires déclarés de combustibles usés en Europe et entreposage sous eau
– Situation au 31 décembre 2016

Pays	Inventaire de CU [tonnes]	Assemblages combustible*	Entreposage sous eau [tonnes]	CU en entreposage sous eau [%]
ALLEMAGNE	8 485	n.d.	3 609	43 %
BELGIQUE	501**	4 173	237	47 %
BULGARIE	876	4 383	788	90 %
ESPAGNE	4 975	15 082	4 400	91 %
FINLANDE	2 095	13 887	2 095	100 %
FRANCE	13 990	n.d.	13 990	100 %
HONGRIE	1 261	10 507	216	17 %
LITUANIE	2 210	19 731	1 417	64 %
PAYS BAS	80***	266	80	100 %
REPUBLIQUE TCHÈQUE	1 828	11 619	654	36 %
ROUMANIE	2 867	151 686	1 297	45 %
ROYAUME-UNI	7 700	n.d.	7 700	100 %
SLOVENIE	350	884	350	100 %
SUÈDE	6 758	34 204	6 758	100 %
SUISSE	1 377	6 474	831	60 %
UKRAINE *	4 651****	27 325	4 081	94 %
TOTAL	Env. 60 500		Env. 49 000	81 %

Source : Compilation WNWR sur la base des rapports soumis à la Convention commune [sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs].

Notes : * Les calculs des inventaires ne s'appuient pas sur les mêmes hypothèses de masse par assemblage : Belgique et Hongrie 120 kg, Lituanie 112 kg, Slovaquie 119 kg, Roumanie 18,1 kg (les chiffres de la Roumanie sont donnés en assemblages de combustible CANDU). ** Données 2011 (La Belgique n'a pas publié de données plus récentes). *** Données 2010 (Les Pays-Bas n'ont pas publié de données plus récentes). **** Données 2008 (l'Ukraine n'a pas publié de données plus récentes).

La plupart des pays ont envoyé leurs combustibles usés pour retraitement à l'étranger, en France, au Royaume-Uni ou en Russie (où seuls quelques pays d'Europe centrale continuent à en envoyer). Les déchets vitrifiés (essentiellement des déchets HA) sont renvoyés dans le pays d'origine. Depuis la fermeture de l'usine THORP au Royaume-Uni⁵⁹ en 2018, La Hague (France) est la dernière usine commerciale de retraitement en Europe de l'Ouest. Même après la fin du retraitement, entre 5 500 et 6 000 tonnes de combustible usé resteront entreposées dans les installations de THORP.⁶⁰

Certains pays d'Europe centrale et d'Europe de l'Est ont envoyé pour retraitement leur combustible usé vers la Fédération de Russie. La Bulgarie avait par exemple des contrats commerciaux de retraitement à long terme avec cette dernière, mais elle a interrompu tous les transports de combustible usé en 2014. L'option de futures exportations de combustible usé reste cependant ouverte.⁶¹ Le dernier rapport de la Bulgarie soumis à la Convention commune ne comporte pas d'indications sur la quantité de déchets qui lui a été renvoyée.⁶² Dans le cas de la Hongrie, du combustible usé provenant du réacteur de Paks (273 tonnes au total) a également été renvoyé en URSS/Russie pour retraitement. Mais dans les années quatre-vingt-dix, la Russie a demandé à la Hongrie de reprendre les déchets radioactifs et autres sous-produits issus du retraitement restants.⁶³ Pour faire face à la situation, la Hongrie a entrepris la construction d'une installation centralisée d'entreposage en 1993. Avec l'abandon du retraitement, la quantité de combustibles usés à entreposer en Hongrie (au 31 décembre 2016) était de 1 261 tonnes et de 102 m³ pour les déchets HA.

L'Allemagne est un autre exemple de pays ayant abandonné le retraitement. Jusqu'à la mi-2005, les électriciens allemands ont fait retraiter leurs combustibles au Royaume-Uni ou en France. Le plutonium séparé était utilisé dans du MOX et réutilisé dans les réacteurs à eau légère allemands. Dans l'inventaire allemand, les quantités de combustibles usés retraités sont de l'ordre de 42 % ou 6 343 tonnes.⁶⁴ Le Tableau 4 est un aperçu des quantités de déchets MA et HA entreposés issus du retraitement. Plus de la moitié des déchets HA répertoriés proviennent de France. Les deux seuls pays qui précisent les quantités de déchets MA liés au retraitement sont la France et la Belgique.

⁵⁹ Government of Bulgaria 2017, Sixth National Report on fulfilment of the obligations under the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management

⁶⁰ Government of the UK 2017, The United Kingdom's sixth national report on compliance with the obligations of the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management

⁶¹ Entre 2009 et 2014, 2 400 assemblages de combustible VVER- 440 ont été transportés vers la Russie.

⁶² Government of Bulgaria 2017, Sixth National Report on fulfilment of the obligations under the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management

⁶³ Nuclear Energy Agency (NEA) of the Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) 2017, "Hungary Report", consulté le 12 juin 2019, https://www.oecd-neo.org/rwm/profiles/hungary_report.pdf

⁶⁴ Le rapport indique 6 670 tonnes de combustible usé déchargées du cœur envoyées pour retraitement (à La Hague, Sellafield, Karlsruhe (WAK), et en Belgique) soit détenues de façon permanente à l'étranger (voir Government of Germany 2018, p.66.)

TABLEAU 4: Entreposage des déchets de haute et moyenne activité issus du retraitement
– Situation au 31 décembre 2016

Pays	Politique active de retraitement	Déchets HA [m ³]	Déchets MA [m ³]
ALLEMAGNE	Non	577	n.d.
BELGIQUE	Non	285	3 132
BULGARIE	Non	n.d.	n.d.
ESPAGNE	Non	n.d.**	n.d.
FRANCE	Oui	3 740	42 800
HONGRIE	Non	102	n.d.
PAYS-BAS	Oui*	91	n.d.
ROYAUME-UNI	Non	1 960	n.d.
RUSSIE	Oui	n.d.	n.d.
SUISSE	Non	114**	n.d.

Source : Compilation WNWR, sur la base des rapports soumis à la Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs

Notes : *en France. ** déchets supplémentaires entreposés en France.

3.4 RÉSUMÉ

Les pays européens ont produit plusieurs millions de mètres cubes de déchets (sans même compter les déchets générés lors de l'extraction et du traitement de l'uranium). Fin 2016, la France, le Royaume-Uni et l'Allemagne étaient les plus gros producteurs de déchets issus de la chaîne du combustible.

Il y a plus de 60 000 tonnes de combustibles usés en Europe (hors Russie et Slovaquie), dont la plupart en France. Au sein de l'UE, la France compte pour 25 % de l'inventaire actuel de combustibles usés, suivie par l'Allemagne (15 %) et le Royaume-Uni (14 %). Les combustibles usés sont considérés comme un déchet de haute activité. Alors qu'ils ne représentent que des volumes relativement faibles, ils représentent la grande majorité de la radioactivité. Au Royaume-Uni par exemple, les déchets de haute activité représentent moins de 3 % du volume de déchets, mais près de 97 % de la radioactivité de l'inventaire. La plupart des combustibles usés ont été placés en piscine de refroidissement (entreposage sous eau) pour réduire la chaleur et laisser la radioactivité décroître. En 2016, 81 % des combustibles usés européens étaient entreposés sous eau. Il serait plus sûr de les transférer en entreposage à sec dans des installations distinctes.

Une grande partie des combustibles usés entreposés en France et aux Pays-Bas reste destinée à être retraitée. La plupart des autres pays européens (Allemagne, Belgique, Bulgarie, Hongrie, Suède, Suisse, et plus récemment Royaume-Uni) ont suspendu sine die ou arrêté le retraitement. Tous les pays n'indiquent pas dans leur rapport les quantités de combustible qui ont été retraitées. Dans la plupart des cas, seuls les déchets de haute activité vitrifiés issus du retraitement sont précisés. Il en va de même pour les grandes quantités d'uranium de retraitement, de plutonium, de déchets de moyenne activité, et de combustible MOX (combustible à oxyde mixte) irradié, qui nécessitent de longues périodes supplémentaires d'entreposage.

Environ 2,5 millions de m³ de déchets de faible et moyenne activité ont été produits en Europe. Il s'agit d'une estimation partielle, car elle ne comprend pas les déchets de Slovaquie et de Russie. Environ 20 % de ces déchets (0,5 millions de m³) sont entreposés en Europe, en attente de stockage. Cette quantité ne cesse d'augmenter, alors qu'il n'existe nulle part de filière complète de stockage. Environ 80 % de ces déchets (près de 2 millions de m³) sont stockés. Ceci ne signifie pas pour autant que ceux-ci ont été éliminés avec succès pour les prochains siècles. Par exemple, le site de stockage de Asse II, situé dans une ancienne mine de sel en Allemagne, subit une intrusion permanente d'eau souterraine. Les quelques 220 000 m³ de mélange constitué de déchets et de sel doivent être récupérés, une tâche complexe et très onéreuse. La quantité de déchets à gérer, constitués du mélange de sel et de déchets, se retrouve ainsi quintuplée. Ceci montre que l'expression

“stockage définitif” doit être utilisée avec précaution.

Le démantèlement des installations nucléaires produira des quantités supplémentaires de déchets nucléaires très importantes. Sans compter les installations de la chaîne du combustible, le démantèlement du parc européen de réacteurs nucléaires pourrait produire au moins 1,4 millions de m³ de déchets supplémentaires. Il s'agit d'une estimation conservatrice, les expériences de démantèlement étant rares. Fin 2018, il y avait en Europe 142 réacteurs nucléaires en service (hors Russie et Slovaquie).

La production continue de déchets nucléaires et le démantèlement à venir des installations nucléaires représentent un défi croissant, les installations d'entreposage en Europe commençant lentement à manquer de place, en particulier pour le combustible usé. En Finlande, par exemple, le niveau de saturation de la capacité de stockage du combustible usé atteint 93 %, et en Suède, celui de l'installation centralisée d'entreposage, CLAB, 80 %. L'ensemble des pays n'indiquent pas dans leurs rapports le niveau de saturation de leurs capacités d'entreposage, empêchant ainsi une vision globale de la situation.

La production de déchets nucléaires du parc européen de réacteurs nucléaires sur toute sa durée de vie est estimée à 6,6 millions de m³ environ (hors Russie et Slovaquie). Si tous ces déchets étaient entassés au même endroit, ils rempliraient un terrain de foot de 919 mètres de hauteur, dépassant de 90 mètres l'immeuble le plus haut du monde, le Burj Khalifa à Dubaï. Ce calcul comprend les déchets d'exploitation, les combustibles usés et les déchets de démantèlement des réacteurs nucléaires. Cette estimation, comme les précédentes, s'appuient sur des hypothèses conservatrices. Les quantités réelles de déchets en Europe sont probablement plus élevées. Avec une part de 30 %, la France serait le plus grand producteur de déchets nucléaires en Europe, suivie par le Royaume-Uni (20 %), l'Ukraine (18 %) et l'Allemagne (8 %). Ces quatre pays représentent plus de 75 % des déchets nucléaires de l'Europe.

Sans compter la Russie, où se poursuit la production d'uranium, l'Allemagne et la France disposent des plus importants inventaires en Europe de déchets liés à l'extraction de l'uranium. Officiellement, l'exploitation de l'uranium en France a généré 52 millions de tonnes de résidus miniers. L'ex-RDA (République démocratique allemande) a extrait bien plus de minerai d'uranium que la France. L'héritage minier se compose d'une superficie de 32 km² d'installations, 48 terrils représentant un volume de 311 millions de m³ de roches de faible activité et quatre bassins renfermant 160 millions de m³ de boues radioactives. Aujourd'hui, l'UE importe la plupart de son uranium, ce qui entraîne la production de grandes quantités de déchets nucléaires en dehors de l'Europe.



4 RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES

Les déchets radioactifs présentent des risques pour l'environnement et la santé. "Risque" doit être compris ici comme une fonction du danger et de l'exposition : la conséquence la plus probable d'un danger combiné à la probabilité d'y être exposé. Ce chapitre porte sur les déchets dont l'activité est la plus élevée (*voir chapitre 2*) et met en évidence des dangers et problèmes potentiels non encore résolus. Bien que les déchets nucléaires présentent à la fois des risques radiologiques et des risques chimiques, il est ici principalement question des premiers, généralement plus graves.

Chaque étape de la longue chaîne du combustible nucléaire présente des risques, mais ce chapitre s'intéresse aux dangers et risques des déchets nucléaires générés aux étapes suivantes :

- Extraction, concentration, enrichissement de l'uranium et fabrication de combustible ;
- Fonctionnement des réacteurs nucléaires ;
- Combustibles usés ;
- Retraitement des combustibles usés ;
- Démantèlement des réacteurs.

4.1 RISQUES RADIOLOGIQUES DES DÉCHETS NUCLÉAIRES

Les déchets nucléaires peuvent émettre plusieurs types de rayonnement : particules alpha, particules bêta et rayonnements gamma. Alors que les particules alpha sont les plus faciles à arrêter, même avec des barrières fines comme le papier, leurs effets sont particulièrement nocifs. Elles sont très préjudiciables lorsqu'elles sont inhalées ou ingérées, et ont un facteur de pondération radiologique 20 fois supérieur par unité d'exposition au rayonnement gamma. Les particules bêta sont plus pénétrantes que les particules alpha, mais peuvent tout de même être atténuées par des matériaux plus denses, comme le plastique ou l'aluminium. Les rayonnements gamma sont extrêmement pénétrants ; il faut pour les atténuer des matériaux denses comme le plomb ou du béton épais.

Les radiations émises par les déchets radioactifs sont carcinogènes, mutagènes et tératogènes (une substance tératogène est une substance qui peut provoquer des dommages sur un embryon ou un fœtus). Les risques de cancers radiogéniques⁶⁵ dépendent du type de cancer, des tissus exposés, de la dose, du débit de dose, et du type de rayonnement. Le risque final pour un individu dépend aussi du genre et de l'âge, et du temps écoulé depuis l'exposition. Les radiations jouent également un rôle de plus en plus important dans un grand nombre d'autres maladies, comme les maladies cardiovasculaires, les AVC, la cataracte oculaire, et les effets psychologiques.

⁶⁵ Radiogénique signifie produit ou déterminé par la radioactivité.

Pour la Commission internationale de protection radiologique (CIPR), une dose externe corps entier d'un sievert (Sv) se traduit par un risque de cancer fatal de l'ordre de 10 % chez l'adulte. Par la suite, la CIPR a divisé par deux ses estimations, soit 5 %, en utilisant un facteur d'efficacité de la dose et du débit de dose (FEDDD – DDREF en anglais) de 2 pour les cancers solides.⁶⁶ Les FEDDD ont été précédemment utilisés pour minimiser les risques associés à des faibles doses et faibles débits de dose dérivés de l'exposition des survivants japonais des bombes atomiques. Des études plus anciennes sur les cellules et les animaux avaient montré que ces expositions étaient moins préjudiciables que les expositions à des doses plus élevées et débits de doses plus élevés. Des études plus récentes sur l'homme ont désormais montré que l'utilisation des FEDDD était incorrecte.^{67 68} Depuis 2013, la plupart des agences internationales n'utilise plus les FEDDD, et le risque réel de cancer mortel a augmenté à 10 % au moins par Sv. Malheureusement, la CIPR n'a pas abandonné l'utilisation des FEDDD.⁶⁹ Ainsi, les gouvernements et la CIPR n'ont-ils pas reconnu l'augmentation des risques perçus des radiations, ni renforcé les limites. Il n'existe toujours pas de consensus international sur les risques des rayonnements. Ce qui est clair, en revanche, c'est que les recommandations de la CIPR sont conservatrices.

Les déchets radioactifs peuvent contenir un large éventail de radionucléides dont les atomes sont instables. Quand leurs noyaux se désintègrent, ils émettent différents types de radiation. Beaucoup de ces atomes ont une radiotoxicité élevée, la radiotoxicité étant le niveau des effets nocifs pour l'organisme que peut provoquer un radionucléide. Leur demi-vie (ou période) – le temps nécessaire pour que la quantité de radioactivité présente au départ diminue de moitié par décroissance – est souvent extrêmement longue et peut atteindre des milliers, voire des millions d'années.

Les facteurs suivants sont importants pour estimer le risque d'un radionucléide pour l'organisme :

- Mode de décroissance radiologique : émission de particules alpha, bêta et rayonnement gamma ;
- Composés chimiques qui contiennent les isotopes ;
- Solubilité dans l'eau ;
- Modes de transfert dans l'environnement ;
- Efficacité biologique relative : le rapport de la dose d'un rayonnement de référence (rayons X, rayonnement gamma) à la dose du rayonnement étudié produisant un même effet biologique ;
- Radiotoxicité : basée sur l'activité massique qui indique l'activité par unité de masse, exprimée en becquerel (Bq) par gramme ;
- Facteur de conversion de dose qui permet de convertir les becquerels en sieverts ;
- Dans la plupart des cas, l'exposition étant interne plutôt qu'externe, doses et risques dépendront donc des taux d'incorporation, des taux de métabolisation et d'excrétion chez l'humain.

⁶⁶ International Commission on Radiological Protection 2007, "The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection", ICRP publication 103.37

⁶⁷ United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2014, "Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami." New York: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.

⁶⁸ World Health Organization 2013. Health risk assessment from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan earthquake and tsunami, based on a preliminary dose estimation.

⁶⁹ Valentin, J. 2005, Low-dose extrapolation of radiation-related cancer risk. *Annals of the ICRP*, 35(4), pp.1-140.

Il n'existe encore aucun système approprié de classification des risques prenant en compte les facteurs mentionnés ci-dessus pour les radionucléides. De tels systèmes existent pour les produits chimiques et biocides, et des demandes pour la mise en place d'un tel système pour les déchets radioactifs ont déjà été formulées.⁷⁰

4.2 RISQUES LIÉS À L'EXTRACTION D'URANIUM, AUX RÉSIDUS MINIER, À L'ENRICHISSEMENT ET À LA FABRICATION DE COMBUSTIBLES

L'extraction de l'uranium, les résidus miniers, l'enrichissement et la fabrication des combustibles sont généralement regroupés sous le terme d'"amont" de la chaîne du combustible. Il y a des problèmes sanitaires à chacune de ces étapes. L'uranium est une substance radioactive naturellement présente dans l'écorce terrestre. Les gisements sont plus concentrés dans les régions où il est extrait et traité. Déchets et boues d'extraction ainsi produits sont les premiers déchets de la chaîne du combustible nucléaire. Il est largement admis que les expositions à l'uranium et à ses produits de filiation sont responsables d'une part importante de l'impact sanitaire et environnemental global de la chaîne du combustible nucléaire.⁷¹ Selon l'industrie, l'exploitation mondiale de l'uranium a enregistré une baisse de 4 % entre 2013 et 2016, mais son déclin s'est accéléré depuis.⁷²

Il n'y a à l'heure actuelle quasiment plus d'exploitation de l'uranium dans l'Union Européenne, en revanche les opérations d'assainissement et de rémediation se poursuivent sur le site des anciennes mines en France, Allemagne, Portugal, République tchèque et Roumanie. Au cours des opérations de réhabilitation en République tchèque, Allemagne et Hongrie, de petites quantités d'uranium sont récupérées ; on ne sait pas exactement si l'extraction d'uranium en petite quantité (quelques dizaines de tonnes par an) se poursuit en Roumanie.

RISQUES SANITAIRES DE L'EXPOSITION À L'URANIUM

Les risques sanitaires associés à l'exposition à l'uranium (y compris l'uranium appauvri⁷³) incluent des maladies rénales, affections respiratoires, atteintes de l'ADN, perturbations endocriniennes, cancers et affections neurologiques.^{74, 75} Les populations exposées à l'uranium présent dans l'environnement doivent être surveillées en raison d'une augmentation des risques de problèmes de fertilité et de cancers des organes reproducteurs.⁷⁶

⁷⁰ Kirchner, G. 1990, A New Hazard Index for the Determination of Risk Potentials of Radioactive Waste Journal of Environmental Radioactivity, 11, pp. 71-95.

⁷¹ IAEA 2004, "Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Their Remediation." Proceedings Of An International Workshop On Environmental Contamination From Uranium Production Facilities And Their Remediation Organized By The International Atomic Energy Agency And Held In Lisbon, 11-13 February 2004.

⁷² NEA and IAEA 2016, Uranium 2016: Resources, Production and Demand. NEA Report No. 7301.A, consulté le 24 mai 2019, <https://www.oecd-neo.org/ndd/pubs/2016/7301-uranium-2016.pdf>

⁷³ L'uranium appauvri est un sous-produit de l'enrichissement. C'est une matière controversée : dans certains pays il est utilisé comme protection radiologique et dans les munitions par les forces armées, alors qu'il est interdit dans d'autres. Les informations sur l'uranium appauvri et ses risques sont tirées d'un rapport de 2008 de l'Institut des Nations unies pour la recherche sur le désarmement téléchargeable à l'adresse <http://www.unidir.org/files/publications/pdfs/uranium-weapons-en-328.pdf>

⁷⁴ Keith, S., Faroon, O., Roney, N., Scinicariello, F., Wilbur, S., Ingerman, L., Lladós, F., Plewak, D., Wohlers, D. and Diamond, G. 2013, "Toxicological profile for uranium," public statement by the US Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

⁷⁵ Wilson, J. and Thorne, M. 2015, "An assessment and comparison of the chemotoxic and radiotoxic properties of uranium compounds," ASSIST report to RWM

⁷⁶ Raymond-Whish, S., Mayer, L.P., O'Neal, T., Martinez, A., Sellers, M.A., Christian, P.J., Marion, S.L., Begay, C., Propper, C.R., Hoyer, P.B. and Dyer, C.A., 2007. Drinking water with uranium below the US EPA water standard causes estrogen receptor-dependent responses in female mice, Environmental health perspectives, 115(12), pp. 1711-1716.

Des études portant sur les animaux et les cellules ont montré que les détriments sanitaires de l'uranium sont dus à son affinité pour l'ADN⁷⁷ et à la combinaison potentielle de ses propriétés chimiques et radioactives, l'uranium ayant, en tant que métal lourd, à la fois des effets chimiques et radiologiques. On fait l'hypothèse que ceux-ci pourraient respectivement avoir un effet d'initiation et de promotion tumorales.⁷⁸ Ce rapport porte en particulier sur l'U-238 qui représente 99,27 % de l'uranium naturel.

Le reste est composé d'U-235 (0,72 %) et d'U-234 produit par la désintégration de l'U-238 (0,0055 %). Le minerai d'uranium est inévitablement accompagné de produits de filiation de l'U-238.⁷⁹ Chacun de ces isotopes est individuellement considéré comme plus dangereux que l'isotope parent U-238. Ensemble, ces produits de décroissance présents dans le minerai d'uranium contiennent environ 14 fois plus de radioactivité que celui-ci.

Le produit de filiation le plus problématique est le radium 226 pour trois raisons : ses sels sont essentiellement solubles dans l'eau, sa demi-vie est longue (1 760 ans), et c'est un émetteur gamma. Le radon 222 (3,8 jours de demi-vie) est lui aussi un isotope dangereux. Gaz incolores et inodores, le radon et ses descendants, bien qu'invisibles, se propagent facilement dans l'environnement. L'exposition au radon est considérée comme deuxième cause principale de cancer du poumon au niveau mondial, après le tabac.⁸⁰ Selon les estimations de l'Agence de protection de l'environnement (EPA) américaine, l'exposition au radon à l'intérieur de locaux provoque ou contribue à environ 21 000 décès par cancers du poumon par an aux États-Unis.⁸¹

C'est en partie pour ces raisons que la CIPR a estimé qu'il fallait utiliser un risque vie entière par unité d'exposition au radon (LEAR, pour Lifetime Excess Absolute Risk) à 5×10^{-4} /WLM (Working Level Month)⁸² comme coefficient de risque pour les cancers des poumons induits par le radon, multipliant ainsi par deux ses estimations antérieures.⁸³ Les risques de cancer sont exprimés soit par l'utilisation du modèle d'excès de risque relatif (ERR) soit celle du modèle d'excès de risque absolu (ERA). L'excès de risque relatif est l'augmentation proportionnelle du risque qui vient s'ajouter au risque de base (c.à.d. population non exposée), l'excès de risque absolu est le risque qui vient s'ajouter au risque de base. Toutefois plusieurs auteurs de la CIPR ont par la suite précisé que le risque aurait atteint 7×10^{-4} /WLM si l'on avait utilisé le taux de cancer de la population euro-américaine masculine au lieu de taux de référence de la CIPR inappropriés (cohortes masculines et féminines, euro-américaines et asiatiques).⁸⁴ Ce qui, en d'autres termes, signifie que les estimations de taux de risques pour la plupart des mineurs d'uranium ont environ triplé plutôt que doublé depuis 1993. Cette prise de conscience accrue des risques liés à l'extraction de l'uranium ne s'est pas traduite par un renforcement des normes de sûreté pour les mineurs.

⁷⁷ Miller, A.C., Stewart, M., Brooks, K., Shi, L. and Page, N. 2002, Depleted uranium-catalyzed oxidative DNA damage: absence of significant alpha particle decay, *Journal of inorganic biochemistry*, 91(1), pp. 246-252.

⁷⁸ Miller, A.C., Brooks, K., Smith, J. and Page, N. 2004, Effect of the militarily-relevant heavy metals, depleted uranium and heavy metal tungsten-alloy on gene expression in human liver carcinoma cells (HepG2), *Molecular and cellular biochemistry*, 255(1-2), pp. 247-256.

⁷⁹ Cela inclut : thorium-234, protactinium-234m, protactinium-234, thorium-230, radium-226, radon-222, polonium-218, actinium-218, radon-218, plomb-214, bismuth-214, polonium-214, thallium-210, plomb-210, bismuth-210, polonium-210, thallium-206, et enfin le plomb-206, qui est stable.

⁸⁰ Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., Barros-Dios, J.M., Baysson, H., Bochicchio, F., Deo, H., Falk, R., Forastiere, F., Hakama, M. and Heid, I. 2005, Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies, *Bmj*, 330 (7485), pp. 223.

⁸¹ Pawel, D.J. and Puskin, J.S. 2004, The US Environmental Protection Agency's assessment of risks from indoor radon, *Health physics*, 87 (1), pp. 68-74.

⁸² Un working level (WL) est la concentration en descendants du radon à vie courte en équilibre à 3 700 Bq/m³ (100 pCi/L) dans l'air. Le working level month (WLM) est défini comme l'exposition à une concentration de 1 WL de 170 heures par mois. 1 WLM est conventionnellement estimé à ~10 mSv.

⁸³ Tirmarche, M., Harrison, J.D., Laurier, D., Paquet, F., Blanchardon, E. and Marsh, J. 2010, Lung cancer risk from radon and progeny and statement on radon, *Annals of the ICRP*, 40 (1), pp.1-64.

⁸⁴ Tirmarche, M., Harrison, J., Laurier, D., Blanchardon, E., Paquet, F. and Marsh, J. 2012, Risk of lung cancer from radon exposure: contribution of recently published studies of uranium miners, *Annals of the ICRP*, 41(3-4), pp.368-377.

EXTRACTION DE L'URANIUM

Bien que de nombreuses mines d'uranium soient désormais fermées, l'histoire de l'extraction de l'uranium dans le monde reste sombre, émaillée de nombreux accidents et de rapports sur les problèmes de santé chez les mineurs. Ainsi des études épidémiologiques plus anciennes ont-elles mis en évidence un excès important de cancers du poumon chez les mineurs d'uranium.⁸⁵

L'exemple le mieux documenté en Europe est probablement le complexe minier de Wismut en ex-RDA. Ce complexe minier exploité par les soviétiques a fonctionné jusqu'en 1996. 59 000 des mineurs y ayant travaillé entre 1946 et 1989 ont été examinés. Les chercheurs ont alors observé une augmentation importante du risque de cancer du poumon avec l'augmentation de l'exposition au radon ($ERR/WL=0,0019$).⁸⁶ Une mise à jour de cette étude prolongeant la période d'observation à 2013 a permis de mettre en évidence que le risque de cancer du poumon était en réalité multiplié par trois ($ERR/WL=0,006$).⁸⁷ Les chercheurs ont également découvert que 3 942 mineurs de cette cohorte étaient morts d'un cancer du poumon au cours de cette période d'observation prolongée (1946–2013). Cette nouvelle étude n'indique malheureusement par le nombre de décès par cancers extra-pulmonaires, maladies cardiaques ou cérébro-vasculaires qui avaient été observés dans l'étude de cohorte antérieure.

RÉSIDUS DES MINES D'URANIUM

À l'issue des opérations d'extraction et de concentration du minerai, puis de la séparation de l'uranium du minerai, les résidus rejoignent des terrils ou des bassins. La concentration moyenne en uranium du minerai étant généralement de l'ordre de 0,1 à 0,15 %, l'essentiel du minerai finit dans les résidus, ce qui se traduit par sa présence – en tant que déchets – en énormes quantités sur le site des mines. Pour citer un exemple, en 2016, les compagnies minières canadiennes avaient accumulé environ 200 millions de tonnes de résidus d'uranium provenant de sites déjà fermés, auxquelles s'ajoutent 17 autres millions de tonnes provenant de sites en service (sans compter les stériles et les eaux contaminées).⁸⁸

En raison des importants volumes d'acide sulfurique utilisés, des niveaux élevés de métaux lourds comme le cuivre, le zinc, le nickel et le plomb, toxiques pour la faune, sont mobilisés. La contamination grave des eaux souterraines est un risque permanent. Santé Canada, le ministère canadien chargé de la santé, prévenait « en absence de mesures d'atténuation appropriées, il est fort possible qu'il y ait contamination de la chaîne alimentaire. En cas de fuite ou de déversement d'importance, les poissons, la faune, la végétation, les nourritures traditionnelles et l'eau potable peuvent tous être contaminés. Il est donc important de gérer l'eau provenant des zones de contrôle des déchets, notamment s'il y a des sources d'eau potable à proximité. »⁸⁹

⁸⁵ Grosche, B., Kreuzer, M., Kreischer, M., Schnelzer, M. and Tschense, A. 2006, Lung cancer risk among German male uranium miners: a cohort study, 1946–1998, *British journal of cancer*, 95(9), pp. 1280.

⁸⁶ Kreuzer, M., Grosche, B., Schnelzer, M., Tschense, A., Dufey, F. and Walsh, L. 2010, Radon and risk of death from cancer and cardiovascular diseases in the German uranium miners cohort study: follow-up 1946–2003, *Radiation and environmental biophysics*, 49(2), pp.177-185.

⁸⁷ Kreuzer, M., Sobotzki, C., Schnelzer, M. and Fenske, N. 2017, Factors modifying the radon-related lung cancer risk at low exposures and exposure rates among German uranium miners, *Radiation research*, 189(2), pp.165-176.

⁸⁸ Government of Canada 2016, Inventory of Radioactive Waste in Canada 2016, consulté le 24 mai 2019, https://www.nrcan.gc.ca/sites/www.nrcan.gc.ca/files/energy/pdf/uranium-nuclear/17-0467%20Canada%20Radioactive%20Waste%20Report_access_e.pdf

⁸⁹ Government of Canada 2008, Canadian Handbook on Health Impact Assessment – Volume 4: Health Impacts By Industry Sector, consulté le 24 mai 2019, <http://publications.gc.ca/collections/Collection/H46-2-04-363E.pdf> et Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé – Volume 4 : Impacts sur la santé par secteur industriel, pour la traduction française.

Le minerai d'uranium non perturbé renferme tous les isotopes de filiation de l'uranium énumérés dans ce chapitre dans un équilibre séculaire ; la quantité de becquerel reste ainsi constante. Les résidus de l'extraction de l'uranium contiennent l'ensemble des produits du processus de décroissance de l'uranium 238. La radioactivité totale de ces isotopes représente 80 % environ de la radioactivité présente dans le minerai de départ, mais le pourcentage exact dépend de la durée pendant laquelle le minerai a été exposé à l'air libre. Les résidus peuvent également contenir des quantités importantes de produits chimiques dangereux comme le cuivre, le zinc, le nickel, le plomb, l'arsenic, le molybdène et le sélénium, en fonction de la source du minerai et des réactifs utilisés pour la concentration.

Les résidus miniers restent problématiques, car les radionucléides peuvent atteindre les êtres vivants de multiples façons. Le radon et ses produits de décroissance peuvent être inhalés. Les matières radioactives et toxiques peuvent être ingérées avec l'eau et la nourriture, et les résidus émettent des rayonnements gamma. Contrairement à la croyance populaire, l'inhalation est la voie la plus importante, la dose collective correspondante étant bien plus importante que celle de tous les autres modes d'exposition.

Les terrils et bassins de résidus miniers restent problématiques car un des produits de décroissance (le thorium 230 dont la demi-vie est de 80 000 ans) continue à produire les nombreux radionucléides de sa chaîne de désintégration pendant des milliers d'années. Ceux-ci s'accumulent sous les conteneurs de déchets, ou peuvent les pénétrer ou s'infiltrer en fonction de la profondeur des sols et la perméabilité des containers utilisés. Les infiltrations signifient que du plomb 210 radioactif ou du polonium 210 peuvent parvenir à la surface des terrils en concentration importante via l'absorption par les plantes (la demi-vie respective de ces matières est de 22,3 ans et 138 jours).⁹⁰

Peu d'études ont quantifié les risques liés aux résidus des mines d'uranium. Dans un rapport de 1983, l'Agence de protection environnementale américaine (EPA) estimait l'excès vie entière de risque de cancer du poumon des personnes habitant près d'un terri l nu de résidus de 80 hectares (0,8 km²) à deux cas pour cent habitants.⁹¹ Le radon provenant des résidus du traitement peut être dispersé par le vent et la pluie, ce qui représente également un risque d'exposition pour les populations plus éloignées. Même si les risques pour ces populations sont considérés comme faibles, ils ne peuvent être ignorés car les risques radiologiques s'étendent jusqu'à une dose nulle. Dans la mesure où l'exposition peut concerner un nombre important d'individus, il faut évaluer leurs doses collectives et les risques encourus.⁹²

Les risques sanitaires associés à la conversion et à l'enrichissement de l'uranium sont essentiellement dus à l'inhalation et/ou l'ingestion d'uranium dans ses différentes formes. Au cours du processus d'enrichissement de l'U-235, l'U₃O₈ issu de la concentration, aussi appelé "yellow cake", est converti en hexafluorure d'uranium (UF₆), un gaz hautement volatile, extrêmement réactif chimiquement et radiotoxique. De plus, l'UF₆ gazeux réagit directement à la vapeur d'eau présente dans l'air, pour former de l'acide fluorhydrique (HF), lui-même encore plus réactif et hautement toxique, qui à faibles concentrations provoque des irritations pulmonaires, des œdèmes et des atteintes de la paroi pulmonaire. À concentrations élevées, il entraîne également des crises d'épilepsie et entraîne la mort.⁹³

⁹⁰ Pérez-Sánchez, D. and Thorne, M.C. 2014, An investigation into the upward transport of uranium-series radionuclides in soils and uptake by plants, *Journal of Radiological Protection*, 34(3), pp. 545.

⁹¹ US Environmental Protection Agency (EPA) 1983, "40 CFR Part 192 Environmental Standards for Uranium and Thorium Mill Tailings at Licensed Commercial Processing Sites," in: *Federal Register* Vol.48, No.196, Washington D.C. October 7 1983, pp. 45940. <https://www.gpo.gov/fdsys/pkg/FR-1983-10-07/content-detail.html>

⁹² Fairlie, I. and Sumner, D. 2000, In Defence of Collective Dose, *Journal of Radiological Protection*, 20(1), pp. 9.

⁹³ US National Library of Medicine (NLM), undated, Uranium Hexafluoride. CASRN: 7783-81-5, consulté le 29 mai 2019, <https://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/a?dbs+hsdb:@term+@DOCNO+4501>

4.3 RISQUES LIÉS À L'EXPLOITATION

RISQUES LIÉS AUX DÉCHETS GAZEUX, LIQUIDES ET SOLIDES

En fonctionnement normal, les réacteurs nucléaires produisent régulièrement des quantités importantes de déchets solides, ainsi que des effluents liquides et gazeux.

Les risques liés à l'entreposage de routine de déchets solides sont liés aux capacités d'entreposage limitées et à une sûreté insuffisante sur site ; ils augmentent dramatiquement si les déchets sont impliqués dans des incidents ou accidents à l'intérieur des installations nucléaires. Dans le contexte de l'allongement de la durée de vie des réacteurs nucléaires envisagé dans de nombreux pays⁹⁴, l'accumulation de déchets d'exploitation dangereux dans des centrales plus anciennes pourrait conduire à l'augmentation de l'exposition radiologique.

En plus des déchets solides, les réacteurs nucléaires relâchent dans l'environnement des gaz et liquides radioactifs. Les rejets radioactifs les plus importants sont ceux de tritium (hydrogène 3 ou H-3, demi-vie 12,3 ans), de carbone 14 (5 730 ans), de krypton 85 (10,8 ans), d'argon 41 (1,8 heures) et plusieurs isotopes d'iode, dont l'iode 129 (16 millions d'années). La majorité des émissions annuelles (de 70 à 80 % environ) dans l'air sont des relâchements qui interviennent au cours des opérations annuelles de rechargement en combustible. Ces rejets augmentent la dose estimée pour les personnes habitant à proximité d'un facteur 20 au moins par rapport aux émissions moyennes sur l'année.⁹⁵ Les principaux facteurs de risque sont les émissions de tritium et de carbone 14. Bien que les émissions de gaz nobles radioactifs soient un peu supérieures à celles de tritium, on ne considère pas que ces gaz inertes contribuent de façon significative à la dose globale liée aux émissions des réacteurs.

Les effluents gazeux entraînent des doses individuelles et collectives supérieures à celles des effluents liquides. Ils pourraient contribuer à une augmentation du risque de développement de leucémies près des centrales nucléaires. Le premier cluster de leucémies enregistré au voisinage d'installations nucléaires en Europe remonte à 1984, au Royaume-Uni, près des installations nucléaires de Sellafield. Au cours des années suivantes, une augmentation de l'incidence de leucémies chez les enfants sont apparues près d'autres installations nucléaires, au Royaume-Uni,^{96, 97} en France⁹⁸ et en Allemagne⁹⁹.

En 2008, le gouvernement allemand a publié une étude épidémiologique majeure sur les cancers infantiles au voisinage des centrales nucléaires ("Kinderkrebs in der Umgebung von Kernkraftwerken (KiKK)"). Cette étude mettait en évidence une augmentation de 120 % du risque de leucémies infantiles et de 60 % de tous les cancers chez les bébés et les enfants vivant dans un rayon de 5 km autour de toutes les centrales nucléaires allemandes.^{100, 101} L'augmentation du risque en fonction de la distance était significative pour l'ensemble des cancers. Cette étude a relancé le débat international sur les leucémies infantiles au voisinage des centrales

⁹⁴ Schneider et al. 2018

⁹⁵ UK Health Protection Agency 2011, "Short-Term Releases to the Atmosphere" National Dose Assessment Working Group, consulté le 29 mai 2019, <https://srp-uk.org/resources/national-dose-assessment>

⁹⁶ Forman, D., Cook-Mozaffari, P., Darby, S., Davey, G., Stratton, I., Doll, R., and Pike, M. 1987, Cancer near nuclear installations, *Nature*, 329(6139), pp. 499-505.

⁹⁷ Gardner, M.J. 1991, Father's occupational exposure to radiation and the raised level of childhood leukemia near the Sellafield nuclear plant, *Environmental health perspectives*, 94, pp.5-7.

⁹⁸ Pobel, D. and Viel, J.F. 1997, Case-control study of leukemia among young people near La Hague nuclear reprocessing plant: the environmental hypothesis revisited, *Bmj*, 314 (7074), pp. 101.

⁹⁹ Baker, P.J. and Hoel, D.G. 2007, Meta-analysis of standardized incidence and mortality rates of childhood leukaemia in proximity to nuclear facilities, *European Journal of cancer care*, 16(4), pp. 355-363.

¹⁰⁰ Kaatsch, P., Spix, C., Schulze-Rath, R., Schmiedel, S. and Blettner, M. 2008, Leukemia in young children living in the vicinity of German nuclear power plants. *International Journal of Cancer*, 122(4), pp. 721-726

¹⁰¹ Spix, C., Schmiedel, S., Kaatsch, P., Schulze-Rath, R. and Blettner, M. 2008, Case-control study on childhood cancer in the vicinity of nuclear power plants in Germany 1980-2003, *European Journal of Cancer*, 44(2), pp. 275-284.

nucléaires, et des chercheurs ont entrepris des études similaires au Royaume-Uni¹⁰², en France¹⁰³ et en Suisse.¹⁰⁴ Combinées, ces recherches ont apporté une preuve statistique forte de l'augmentation des cas de leucémies aux alentours des centrales nucléaires.

Diverses études ont identifié plusieurs causes possibles à ce phénomène, dont l'exposition professionnelle paternelle avant la conception,¹⁰⁵ un virus supposé lié au brassage de populations,¹⁰⁶ une réponse atypique aux maladies infectieuses chez les enfants,¹⁰⁷ des prédispositions génétiques au cancer, un marquage élevé des embryons/fœtus chez les femmes enceintes au voisinage des centrales nucléaires,¹⁰⁸ ou la combinaison de tous ces facteurs. Quelle que soit l'explication définitive, les observations, au niveau mondial, montrent que vivre près d'un réacteur nucléaire comporte des risques sanitaires importants pour les bébés et les jeunes enfants.¹⁰⁹

RISQUES POUR LES TRAVAILLEURS DU NUCLÉAIRE

Au cours des deux dernières décennies, l'exposition moyenne des travailleurs du nucléaire en Europe a généralement baissé. Une part importante de la dose collective continue à concerner les intérimaires, les sous-traitants et les travailleurs des installations de la chaîne du combustible. Même s'il se peut que l'exposition baisse, les risques perçus augmentent. En 2015, une grande étude épidémiologique¹¹⁰ menée par des scientifiques issus d'instituts nationaux de santé aux États-Unis, au Royaume-Uni, et en France, sur une cohorte de 300 000 travailleurs nucléaires a mis en évidence des risques de leucémies quasiment doublés par rapport aux résultats d'une précédente étude.¹¹¹ Quelques mois plus tard, une autre étude – portant cette fois sur l'ensemble des cancers solides¹¹² – réalisée en grande partie par les mêmes scientifiques, mettait en évidence des risques absolus pour les cancers solides de 47 % par gray (Gy)¹¹³, bien plus élevés qu'attendus par les chercheurs. Ces risques sont considérablement plus élevés que l'estimation de 5 %/Gy de la CIPR.

¹⁰² UK Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment 2011, "Further Consideration of the Incidence of Childhood Leukemia Around Nuclear Power Plants in Great Britain, 14th Report," COMARE

¹⁰³ Sermage-Faure, C., Laurier, D., Goujon-Bellec, S., Chartier, M., Guyot-Goubin, A., Rudant, J., Hémon, D. and Clavel, J. 2012, Childhood leukemia around French nuclear power plants—the Geocap study, 2002–2007, *International journal of cancer*, 131(5), pp. E769–E780.

¹⁰⁴ Spycher, B.D., Feller, M., Zwahlen, M., Rösli, M., von der Weid, N.X., Hengartner, H., Egger, M., Kuehni, C.E., Swiss Paediatric Oncology Group and Swiss National Cohort Study Group 2011, Childhood cancer and nuclear power plants in Switzerland: a census-based cohort study, *International journal of epidemiology*, 40(5), pp.1247–1260.

¹⁰⁵ Gardner, M.J., Snee, M.P., Hall, A.J., Powell, C.A., Downes, S. and Terrell, J.D. 1990, Results of case-control study of leukemia and lymphoma among young people near Sellafield nuclear plant in West Cumbria. *Bmj*, 300(6722), pp. 423–429.

¹⁰⁶ Kinlen, L.J. 2004, Childhood leukemia and population mixing, *Pediatrics*, 114(1), pp. 330–331.

¹⁰⁷ Greaves, M. 2006, Infection, immune responses and the aetiology of childhood leukemia, *Nature Reviews Cancer*, 6(3), pp.193.

¹⁰⁸ Fairlie, I. 2014, A hypothesis to explain childhood cancers near nuclear power plants, *Journal of environmental radioactivity*, 133, pp. 10–17.

¹⁰⁹ Laurier, D., Jacob, S., Bernier, M.O., Leuraud, K., Metz, C., Samson, E. and Laloi, P. 2008, Epidemiological studies of leukemia in children and young adults around nuclear facilities: a critical review, *Radiation Protection Dosimetry*, 132(2), pp. 182–190.

¹¹⁰ Leuraud, K., Richardson, D.B., Cardis, E., Daniels, R.D., Gillies, M., O'hagan, J.A., Hamra, G.B., Haylock, R., Laurier, D., Moissonnier, M. and Schubauer-Berigan, M.K. 2015, Ionising radiation and risk of death from leukaemia and lymphoma in radiation-monitored workers (INWORKS): an international cohort study, *The Lancet Haematology*, 2(7), pp. e276–e281.

¹¹¹ Cardis, E., Vrijheid, M., Blettner, M., Gilbert, E., Hakama, M., Hill, C., Howe, G., Kaldor, J., Muirhead, C.R., Schubauer-Berigan, M. and Yoshimura, T. 2005, Risk of cancer after low doses of ionising radiation: retrospective cohort study in 15 countries, *Bmj*, 331 (7508), pp. 77.

¹¹² Richardson, D.B., Cardis, E., Daniels, R.D., Gillies, M., O'hagan, J.A., Hamra, G.B., Haylock, R., Laurier, D., Leuraud, K., Moissonnier, M. and Schubauer-Berigan, M.K. 2015, Risk of cancer from occupational exposure to ionising radiation: retrospective cohort study of workers in France, the United Kingdom, and the United States (INWORKS), *bmj*, 351, pp. h5359.

¹¹³ Le gray est une unité de mesure dérivée de la dose de rayonnement ionisant. Elle représente l'énergie absorbée par un kilogramme exposé à un rayonnement ionisant apportant une énergie d'1 joule.

4.4 RISQUES LIÉS AU COMBUSTIBLE USÉ

Après trois à quatre ans de fission en réacteur, le combustible est qualifié d'«usé» et il est placé dans une piscine de refroidissement. Le terme «usé» est toutefois trompeur car ce combustible continue à émettre des quantités importantes de rayonnement pendant des dizaines de milliers d'années. Par exemple, le débit de dose d'assemblages de combustible usé sans protection radiologique se situe encore entre 1 et 100 grays par heure après dix ans de refroidissement, en fonction du type de combustible, de son taux de combustion et du temps écoulé depuis son déchargement du réacteur. Une dose de 4 à 5 grays est généralement considérée comme létale.¹¹⁴ Un élément combustible usé fraîchement déchargé, sans protection radiologique, délivre une dose létale à un mètre en moins d'une minute.

La réglementation relative aux débits de dose auxquels les travailleurs peuvent être exposés varie d'un pays à l'autre. Au Canada, les niveaux maximums d'exposition pour les travailleurs sont fixés à 2 mSv/h au contact. C'est pourquoi les combustibles usés sont soit transférés sous eau, soit transportés dans des conteneurs fortement blindés vers les piscines de désactivation sur le site des réacteurs ou transférés dans des emballages d'entreposage à sec également blindés. Les débits d'exposition à proximité de ces emballages varient considérablement en fonction du type de combustible (oxyde d'uranium ou oxyde mixte uranium-plutonium), le taux de combustion et l'âge des combustibles usés. Le débit de dose à 1 mètre est estimé à 0,1 mSv/heure pour les emballages d'entreposage à sec Castor allemands, et à 0,04 mSv/heure pour les emballages TN28 français.¹¹⁵

La réglementation relative aux débits de dose auxquels les travailleurs peuvent être exposés varie d'un pays à l'autre. Au Canada, les niveaux maximums d'exposition pour les travailleurs sont fixés à 2 mSv/h au contact de la surface des conteneurs d'entreposage à sec et à 0,1 mSv/h à 1 mètre. Aux États-Unis, la réglementation de la NRC limite l'exposition à 10 mSv/h au contact et 0,1 mSv/h à deux mètres. Les combustibles usés – constitués de produits de fission et d'activation – renferment la majeure partie de la radioactivité globale contenue dans les déchets nucléaires du monde entier.¹¹⁶

RISQUES LIÉS À L'ENTREPOSAGE DES COMBUSTIBLES USÉS EN PISCINE

La pratique courante, consistant dans la plupart des centrales nucléaires du monde à entreposer les combustibles usés dans des piscines pendant de longues périodes, constitue un risque majeur pour les populations et l'environnement.¹¹⁷ Les piscines de combustible doivent être surveillées en permanence, refroidies en continu pour évacuer la chaleur de décroissance, et équilibrées chimiquement pour maintenir un taux d'alcalinité correct. Si pour une raison quelconque le refroidissement n'était plus assuré, l'eau des piscines s'évaporerait en totalité en l'espace de quelques jours et les assemblages combustibles pourraient s'enflammer suite à la réaction importante entre les gaines en zirconium et l'oxygène de l'air.¹¹⁸ Il en irait de même en cas de vidange de l'eau de ces piscines, quelle qu'en soit l'origine, comme une brèche causée par une attaque terroriste par exemple. Ces problèmes s'intensifient au fil du temps avec l'allongement des durées pendant lesquelles les combustibles usés séjournent dans les piscines, durées qui s'étendent désormais couramment sur plusieurs décennies.

¹¹⁴ US Nuclear Regulatory Commission 2019, Entrée «Lethal Dose» du glossaire, consulté le 29 mai 2019, <https://www.nrc.gov/reading-rm/basic-ref/glossary/lethal-dose-ld.html>

¹¹⁵ Wilkinson, W. 2006, Radiation Dose Assessment for the Transport of Nuclear Fuel Cycle Materials, World Nuclear Transport Institute, consulté le 24 mai 2019, https://www.wnti.co.uk/media/31656/IP8_EN_MAR13_V2.pdf

¹¹⁶ Les produits d'activation les plus importants sont le plutonium 239, le plutonium 240, le plutonium 241, le plutonium 242 et le tritium. Une série d'actinides «mineurs» sont également formés : neptunium 237, curium 242, curium 244, américium 241, et américium 243. Il faut ajouter environ 700 produits de fission qui se forment dans le combustible usé, pour la plupart à vie courte. Les facteurs de risques les plus importants incluent le césium 134, le césium 137, le strontium 90, le technétium 99 et le cobalt 60, car ceux-ci ont une demi-vie plus longue et émettent des rayonnements gamma puissants. Le tritium (3H), isotope radioactif de l'hydrogène, est également formé en tant que produit de fission tertiaire.

¹¹⁷ Alvarez, R. 2011, Spent Nuclear Fuel Pools in the US, Institute for Policy Studies.
von Hippel, F.N. and Schoeppner, M. 2016, Reducing the danger from fires in spent fuel pools, Science & Global Security, 24(3), pp. 141-173.

¹¹⁸ Von Hippel, F.N. and Schoeppner, M. 2016, Reducing the danger from fires in spent fuel pools, Science & Global Security, 24(3), pp. 141-173.

La pratique courante, consistant dans la plupart des centrales nucléaires du monde à entreposer les combustibles usés dans des piscines pendant de longues périodes, constitue un risque majeur pour les populations et l'environnement. Les combustibles usés – constitués de produits de fission et d'activation – renferment la majeure partie de la radioactivité globale contenue dans les déchets nucléaires du monde entier.

En 2014, l'autorité de sûreté américaine, la NRC, a étudié la question de savoir s'il lui fallait exiger le transfert de la plupart des combustibles usés alors entreposés en piscines sur le site des centrales vers un entreposage à sec en casemates. Une évolution en ce sens permettrait de réduire la probabilité et les conséquences d'un incendie de piscine de combustible usé. La NRC a conclu que le bénéfice attendu ne justifiait pas le coût d'un transfert estimé en gros à 4 milliards de US\$.¹¹⁹

Ce rapport de la NRC a toutefois été critiqué pour avoir gravement sous-estimé le risque et les conséquences d'un feu de combustible usé : selon les estimations de modélisations d'accidents potentiels sur un entreposage de combustible usé aux États-Unis, les éventuels relâchements de radioactivité auraient de très graves conséquences.¹²⁰ Les cartes ainsi produites montrent des panaches radioactifs sur des zones étendues au nord-est des États-Unis. Leur auteur principal, le Professeur Frank von Hippel, de l'Université de Princeton, mettait ainsi en garde contre d'importantes conséquences économiques : « nous parlons de conséquences se chiffrant en billions de dollars ». ¹²¹ Ce risque ne concerne pas les seuls États-Unis, mais la plupart des pays qui exploitent des centrales nucléaires, où des quantités croissantes de combustibles usés sont entreposés dans les piscines de refroidissement sur des durées de plus en plus longues.

L'absence de solutions techniques solides et éprouvées, et l'existence d'une opposition politique aux projets d'installations destinées aux déchets nucléaires rendent cette situation difficile encore plus problématique. La situation actuelle présente des défis considérables pour les gouvernements actuels et les générations futures.

En parallèle, il est largement admis que les combustibles usés requièrent un entreposage de conception appropriée sur de longues périodes afin de limiter le risque de relâchement dans l'environnement de la radioactivité qu'ils renferment. Il faut également des garanties (safeguards) afin de s'assurer que ni le plutonium ni l'uranium hautement enrichi ne sont détournés pour la fabrication d'armes.

4.5 RISQUES LIÉS AU RETRAITEMENT DES COMBUSTIBLES USÉS

Il y a deux façons de gérer les combustibles usés : entreposage à long terme avec pour objectif final le stockage direct et retraitement. C'est sur cette dernière option que porte la présente partie. Dans les années cinquante et soixante, pendant la guerre froide, les états ont construit des usines de retraitement afin de pouvoir utiliser le plutonium séparé des combustibles usés pour la fabrication des armes.

¹¹⁹ Barto, A. 2014, Consequence study of a beyond-design-basis earthquake affecting the spent fuel pool for a US Mark I boiling water reactor, United States Nuclear Regulatory Commission, Office of Nuclear Regulatory Research.

¹²⁰ von Hippel, F.N. and Schoeppner, M. 2017, Economic Losses from a Fire in a Dense-Packed US Spent Fuel Pool, Science & Global Security, 25(2), pp.80-92.

¹²¹ Stone, R. 2016, "Spent fuel fire on US soil could dwarf impact of Fukushima", Science, May 24, consulté le 25 mai 2019, <https://www.sciencemag.org/news/2016/05/spent-fuel-fire-us-soil-could-dwarf-impact-fukushima>

Le retraitement implique la dissolution des combustibles usés dans de l'acide nitrique concentré bouillant, puis la séparation physico-chimique du plutonium et de l'uranium des combustibles dissouts. Ce processus difficile, complexe, onéreux et dangereux, engendre de nombreux flux de déchets nucléaires, des rejets d'effluents radioactifs (qui sont des déchets) dans l'air et dans la mer, et des expositions radiologiques importantes pour les travailleurs et les populations.

Seulement 15 % environ des combustibles usés sont retraités dans le monde. La plupart des pays ont abandonné l'option retraitement, et seules la France et la Russie pratiquent la séparation du plutonium à l'échelle commerciale. Ces pays qui ont historiquement travaillé pour toute une série d'autres pays retraitent actuellement essentiellement leurs propres combustibles. Le retraitement produit de grandes quantités de solutions de produits de fissions (HAL - Highly Active Liquor), un déchet exothermique extrêmement radioactif. Comme nous le décrivons ci-dessous, les déchets liquides posent de gros problèmes dans le cadre de la gestion actuelle des déchets. À l'origine, les déchets liquides devaient être vitrifiés et entreposés sous cette forme plus facile à gérer. Cependant, ces procédés, bien que mis en œuvre avec un certain succès en France, ont été plus difficiles au Royaume-Uni et aux États-Unis, et la plupart de ces déchets pourrait ainsi rester sous forme liquide dans un avenir immédiat. En plus des déchets HAL, le retraitement génère également les flux de déchets suivants :

- Effluents radioactifs dans l'air ;
- Effluents radioactifs dans la mer ;
- Stocks importants de plutonium séparé ;
- Dizaines de milliers de fûts contenant de l'uranium de retraitement séparé ;
- Milliers de conteneurs métalliques contenant des déchets vitrifiés ;
- Graphite radioactif provenant des chemises des combustibles AGR et du démantèlement des réacteurs ;
- Silos en béton contenant les gaines de combustible issues du cisailage des combustibles ;
- Nombreux autres déchets radioactifs, dont les boues, résines et filtres.

Les doses collectives de la population mondiale dues aux isotopes gazeux à vie longue C-14 et I-129 et à vie moyenne K-85 et H-3 (tritium) rejetés par les usines de Sellafield et de La Hague sont très élevées, bien supérieures à celles dues aux centrales nucléaires. Alors que tout rejet d'émetteur alpha est interdit au niveau des sites de réacteurs, ils sont autorisés à La Hague dans la limite de 0,01 GBq pour les effluents gazeux et 140 GBq pour les effluents liquides.¹²²

La dose collective mondiale, tronquée à 100 000 ans, résultant des seuls rejets de l'usine de retraitement de La Hague a été calculée à 3 600 homme.sievert par an.¹²³ La poursuite des rejets à des niveaux similaires pendant le reste de la durée d'exploitation de La Hague, jusqu'en 2025, provoquerait au niveau mondial, en appliquant le modèle linéaire sans seuil, plus de 3 000 morts supplémentaire par cancer.

¹²² Schneider, M., and Marignac, Y. 2008, "Reprocessing of Spent Nuclear Fuel in France", International Panel on Fissile Materials, Research Report #4, consulté le 24 mai 2018, http://fissilematerials.org/publications/2008/05/spent_nuclear_fuel_reprocessin.html

¹²³ Smith, R., Bexon, A., Sihra, K., Simmonds, J. 2007, "The calculation, presentation and use of collective doses for routine discharges," In Proceedings of IRPA12: 12. Congress of the International Radiation Protection Association: Strengthening Radiation Protection Worldwide-Highlights, Global Perspective and Future Trends.

MATIÈRES FISSILES

L'objectif premier du retraitement était d'obtenir du plutonium fissile pour la fabrication d'armes nucléaires. Cette raison d'être a évolué au fil du temps, au moins depuis le milieu des années quatre-vingt-dix, époque à laquelle les principaux états nucléaires ont cessé de séparer du plutonium à des fins militaires. De plus, en 2017, l'Assemblée générale des Nations-Unies a adopté le traité sur l'interdiction des armes nucléaires, un instrument juridique international qui une fois ratifié par la majorité des États interdirait les armes nucléaires. Les pays qui continuent dans la voie du retraitement sont confrontés à des enjeux particuliers en termes de prolifération et de risques de sécurité, comme la vulnérabilité aux attaques terroristes.

En 2007, la prestigieuse Royal Society, au Royaume-Uni, mettait en garde sur les conséquences potentielles d'une faille de sécurité majeure ou d'un accident portant sur le stock de plutonium séparé britannique qui seraient « si graves que le Gouvernement devrait d'urgence développer et mettre en œuvre une stratégie relative à son utilisation à long terme et à son évacuation ».¹²⁴ En 2007, ces stocks se montaient à 100 tonnes. En 2017, ils atteignaient 140 tonnes.¹²⁵ Au cours des dix dernières années, les gouvernements britanniques successifs n'ont pas réussi à développer de politique concernant ces déchets fissiles. Le Japon se trouve confronté à un dilemme similaire : des stocks importants de plutonium, une usine de retraitement commerciale en construction, et seulement une faible capacité d'absorption du plutonium. La France de son côté reste le seul pays engagé, y compris par sa loi, dans le retraitement à grande échelle.

COMBUSTIBLE À OXYDE MIXTE (MOX)

La justification ultérieure au retraitement était la perspective d'utiliser l'oxyde de plutonium séparé dans des combustibles nucléaires à oxyde mixte uranium-plutonium (MOX), dans un premier temps pour les surgénérateurs, puis en remplacement des combustibles uranium pour les réacteurs à eau légère. Les programmes de surgénérateurs ont été arrêtés dans la plupart des pays, et les combustibles MOX se sont avérés plusieurs fois plus onéreux que les combustibles uranium, en raison des indispensables mesures supplémentaires de sûreté et de sécurité. Le combustible MOX n'est retraité nulle part, car la qualité du plutonium est dégradée, et il est nettement plus radioactif et plus chaud lorsqu'il est déchargé des réacteurs. Comparés aux combustibles uranium, les combustibles MOX demandent soit plus d'un siècle supplémentaire de refroidissement en entreposage temporaire, soit trois fois plus d'espace au moins dans un site de stockage définitif. Les conséquences économiques sont importantes, l'inventaire d'un centre de stockage étant généralement limité par la charge thermique.

4.6 RISQUES LIÉS AU DÉMANTÈLEMENT

Une fois un réacteur fermé, il faut en retirer les combustibles usés, et vidanger les circuits de refroidissement et le modérateur. Le processus de déchargement du combustible, déconstruction et de démantèlement proprement dit est désigné sous le nom de démantèlement. À la mi-2018, 154 réacteurs nucléaires dans le monde étaient en attente ou en cours de démantèlement. Dix-neuf autres – essentiellement aux États-Unis (13) et en Allemagne (5) – avaient été totalement démantelés. La durée moyenne du démantèlement est de 19 ans ; dans de nombreux cas elle a été bien plus longue que la durée de construction et d'exploitation combinées.¹²⁶

Un réacteur est considéré comme “totalement démantelé”, quand le bâtiment réacteur a été complètement vidé et peut être utilisé à d'autres fins ou quand l'ensemble des bâtiments a été retiré mais que les combustibles usés se trouvent toujours sur le site. L'état de démantèlement est considéré comme “retour à l'herbe”

¹²⁴ The Royal Society 2007, Strategy options for the UK's separated Plutonium, Policy document 24/07, consulté le 29 mai 2019, https://royalsociety.org/~media/Royal_Society_Content/policy/publications/2007/8018.pdf

¹²⁵ Department for Business, Energy and Industrial Strategy (DBEIS) 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, consulté le 25 mai 2019, <https://www.gov.uk/government/publications/the-uks-sixth-national-report-on-compliance-with-the-obligations-of-the-joint-convention-on-the-safety-of-spent-fuel-and-radioactive-waste-management>

¹²⁶ Schneider et al. 2018

(greenfield) lorsque que l'ensemble des bâtiments et déchets ont été enlevés et que le site est libre de toute autre utilisation. Seuls dix réacteurs ont atteint le stade du “retour à l'herbe” sur les dix-neuf totalement démantelés. Dans certains cas, les cœurs de graphite sont toujours sur site dans des bâtiments blindés destinés à un démantèlement ultérieur.

POURSUITE DES ÉMISSIONS DE RADIONUCLÉIDES DES RÉACTEURS DÉMANTELÉS

Divers radionucléides sont émis non seulement par les réacteurs en fonctionnement, mais aussi une fois qu'ils sont arrêtés, et en particulier des émissions gazeuses de tritium et de carbone 14. Les données tirées de la publication annuelle RIFE (Radioactivity in Food and the Environment) du gouvernement britannique concernant les émissions de radionucléides révèlent ainsi que les réacteurs de Winfrith, fermés depuis 1995, avaient émis deux billions (2×10^{12}) de becquerels de tritium au cours de l'année 2016, soit plus de 20 ans après leur fermeture.¹²⁷ On observe des tendances similaires avec les réacteurs de Trawsfynydd, Dounreay et Chapelcross fermés depuis longtemps, comme l'ensemble des réacteurs Magnox fermés. Au Canada, on relève toujours des émissions annuelles importantes de tritium provenant des petits réacteurs expérimentaux de Whiteshell et Rolphoton, fermés il y a plus de 30 ans. Les données disponibles ne portent jusqu'ici que sur les Magnox et les réacteurs à eau lourde. Pendant le fonctionnement, des concentrations élevées de tritium et de carbone 14 sont absorbées par les structures en béton et en acier de ces types de réacteurs, et leur confinement. Après la fin de la fission, ces radionucléides continuent à être relâchés pendant plusieurs décennies.

EXPOSITIONS LIÉES AU DÉMANTELEMENT VS. EXPOSITIONS LIÉES À L'EXPLOITATION

Il a été dit que l'exposition des travailleurs due au démantèlement serait importante, et que par conséquent le démantèlement devait être différé autant que possible. Toutefois, selon les calculs de la Commission européenne (CE), la réduction de dose que permet la fermeture d'un réacteur est bien supérieure à l'impact de son démantèlement. La CE a ainsi estimé qu'en 2004 dans l'UE, la dose collective due aux émissions au cours du démantèlement d'une installation nucléaire était de l'ordre de 2 homme.sievert par an, contre 150 homme.sievert par an pour l'exploitation de chaque installation nucléaire dans l'UE.¹²⁸

4.7 RÉSUMÉ

Les déchets nucléaires constituent un risque sanitaire à plus d'un titre. Il y a premièrement les impacts sanitaires documentés associés aux rejets de déchets liquides et gazeux de routine des installations nucléaires ; deuxièmement, les doses collectives très élevées dues au retraitement ; et troisièmement, l'état non satisfaisant et instable dans lequel se trouve une quantité importante de déchets déjà produits. Les déchets de haute activité (HA), qu'il s'agisse de combustibles usés ou de déchets vitrifiés issus du retraitement, renferment plus de 90 % de la radioactivité contenue dans l'ensemble des déchets nucléaires. Il n'y a cependant aucun site de stockage définitif pour les déchets HA dans le monde. La pratique courante dans la plupart des centrales nucléaires à travers le monde consistant à entreposer les combustibles usés dans des piscines pendant de longues périodes, constitue un risque majeur pour les populations et l'environnement. Les combustibles usés – constitués de produits de fission et d'activation – renferment la majeure partie de la radioactivité contenue dans les déchets nucléaires au niveau mondial.

Si les estimations de l'impact d'un site de stockage de déchets HA en service restent des spéculations, les déchets HA soulèvent tout de même des questions fondamentales en termes de responsabilité et de justice intergénérationnelles. Les longues périodes en jeu – la demi-vie du Pu-239 est supérieure à 24 000 ans – fond de la durée le facteur unique le plus important qui différencie les déchets nucléaires des autres types de déchets.

¹²⁷ Scottish Environment Protection Agency (SEPA) 2017, Radioactivity in Food and the Environment. RIFE Report 22, consulté le 24 mai 2019, <https://www.sepa.org.uk/media/328601/rife-22.pdf>

¹²⁸ European Commission 2007, Guidance on the calculation, presentation and use of collective doses for routine discharges, Radiation Protection Report 144. Directorate-General for Energy Directorate D - Nuclear Energy Unit D.4 - Radiation Protection.

Le retraitement des combustibles usés produit des formes plus accessibles de déchets nucléaires extrêmement dangereux, engendre des problèmes de prolifération, d'exposition élevée des travailleurs et du public, et entraîne une contamination radioactive de l'air et des mers.

Seuls quelques pays publient des informations sur les inventaires de radionucléides présents dans les déchets. La collecte et la diffusion de telles données relèvent principalement de la responsabilité des gouvernements. Ces données seraient nécessaires pour évaluer correctement les risques liés aux déchets nucléaires et développer un classement des risques reliant les effets sanitaires observés aux expositions. Il n'existe jusqu'à présent aucun schéma de dangers complet concernant les radionucléides présents dans les déchets.

Les risques pourraient être extrapolés à partir d'études épidémiologiques, mais le peu qui existe sont de qualité limitée. Certaines suggèrent par exemple l'existence de taux de cancer supérieurs, mais prises isolément, elles sont trop restreintes pour aboutir à des résultats statistiquement significatifs. Une méta-analyse pourrait combiner des études plus petites pour créer un jeu de données permettant de produire des conclusions statistiquement significatives. Mais les méta-analyses sur les déchets nucléaires se distinguent par leur absence, et en conséquence de nombreuses petites études continuent à être critiquées pour leur manque de signification statistique.

Enfin, afin d'évaluer les risques, il faut disposer des doses exactes, alors qu'elles ne sont souvent pas mesurées dans les études épidémiologiques. Mêmes lorsqu'elles existent, elles sont souvent peu fiables en raison des fortes incertitudes dont elles sont entachées.



5 LES CONCEPTS DE GESTION DES DÉCHETS

5.1 APERÇU HISTORIQUE

La gestion des déchets nucléaires des 75 dernières années appelle une petite introduction historique. La technologie nucléaire est un enfant de la guerre¹²⁹ et de l'affrontement entre les blocs de l'Ouest et de l'Est qui s'ensuivit.¹³⁰ C'est le programme "Atoms for Peace" annoncé par le président américain Dwight Eisenhower lors de l'Assemblée générale des Nations Unies, le 8 décembre 1953, qui a ouvert la voie à l'utilisation de l'énergie nucléaire pour la production d'électricité.¹³¹ Ces deux programmes sont depuis le début les "frères siamois" que décrivait le président de l'autorité de sûreté nucléaire américaine (NRC – Nuclear Regulatory Commission), Gordon Dean, en 1950.¹³² Dans le contexte de l'après-guerre, les déchets nucléaires principalement produits dans de grandes usines de production militaires étaient alors rejetés dans l'environnement à un coût quasi nul.¹³³ Parmi les pratiques courantes à l'époque on peut citer le déversement direct de l'eau de refroidissement des réacteurs militaires dans le fleuve Columbia,¹³⁴ l'enfouissement de déchets solides et la dilution de déchets liquides de faible, moyenne, voire de haute activité sur les sites des laboratoires militaires,¹³⁵ l'immersion de déchets solides en mer,¹³⁶ comme dans les Iles Farallon, à l'ouest de San Francisco,¹³⁷ ou le rejet de déchets liquides de l'usine de retraitement de Sellafield en mer d'Irlande.¹³⁸

À partir des années cinquante, des correctifs ont été apportés à ces pratiques et les premières idées de programmes organisés d'évacuation des déchets ont commencé à se dessiner. Les risques que représentait la dilution des déchets nucléaires dans l'eau étaient traités de façon plus ouverte. La perspective d'une production de déchets nucléaires en forte hausse dans le monde permettait de penser que le confinement des substances radioactives deviendrait obligatoire d'ici la fin du siècle : « même en faisant abstraction des problèmes liés à des mélanges non appropriés et à la re-concentration par les organismes marins, il est clair que la dispersion à elle-seule ne peut être la réponse à long terme aux problèmes de l'évacuation des déchets. Même les océans ne sont pas assez grands pour contenir l'activité dont on peut imaginer la production. Il faut donc se tourner vers une sorte de confinement. »¹³⁹ La recherche de techniques de confinement et de stockage s'intensifia.

¹²⁹ Rhodes, R. 1986, *The Making of the atomic bomb*, Simon & Schuster New York

¹³⁰ Stöver, B. 2017, *Der kalte Krieg, Geschichte eines radikalen Zeitalters, 1947-1991* (The Cold War: History of a Radical Age), C.-H. Beck.

¹³¹ Krige, J. 2010, *Techno-Utopian Dreams, Techno-Political Realities: The Education of Desire for the Peaceful Atom*, in Gordin, Michael D., Tilley, Helen, Prakash, Gyan (Edts.), *Utopia/Dystopia, Conditions of Historical Possibility*, Princeton University Press, pp. 151-175. <http://www.geosociety.org/documents/gsa/memorials/v16/Goodman-C.pdf>.

¹³² Dean, G. 1950, *Problems of Atomic Energy Commission*, *Nucleonics*, 6(5), May 1950, pp. 5-10.

¹³³ Western, F. 1948, *Problems of Radioactive Waste Disposal*, *Nucleonics*, August 1948, pp. 43-49.

¹³⁴ Honstead, J. F., Foster, R. F., Bierschenk, W. H. 1959, *Movement of Radioactive Effluents in Natural Waters at Hanford in International Atomic Energy Agency, Disposal of Radioactive Wastes, Vol. 2, Conference Proceedings, Monaco, 16-21 November 1959*

¹³⁵ Pearce, D. W., Linderth, C. E., Nelson, J.L., Ames, L.L. 1959, *A Review of Radioactive Waste Disposal to the Ground at Hanford*, pp. 347-363, in *International Atomic Energy Agency, Disposal of Radioactive Wastes, Vol. 2, Conference Proceedings, Monaco, 16-21 November 1959*

¹³⁶ Pearce, D. W., Linderth, C. E., Nelson, J.L., Ames, L.L. 1959, *A Review of Radioactive Waste Disposal to the Ground at Hanford*, pp. 347-363, in *International Atomic Energy Agency, Disposal of Radioactive Wastes, Vol. 2, Conference Proceedings, Monaco, 16-21 November 1959*

¹³⁷ Jones, D.G. et al. 2001, *Measurement of Seafloor Radioactivity at the Farallon Islands Radioactive Waste Dump Site, California*, Open-File Report 01-62, USGS, BGS, EPA, NOAA, consulté le 31 juillet 2019, <https://pubs.usgs.gov/of/2001/of01-062/>

¹³⁸ Fair, D. R. R., McLean, A. S. 1956 *Décharge de déchets radioactifs dans la mer d'Irlande, Troisième partie: Evacuation expérimentale d'effluents radioactifs, Actes de la Conférence internationale sur l'utilisation de l'énergie atomique à des fins pacifiques, Geneva 8-10 August 1955, Volume IX.*

¹³⁹ Rodger, W. A. 1954, *Radioactive Wastes – Treatment, Use, Disposal*, *Chemical Engineering Progress*, 50(5), pp. 263-266.

On vit apparaître les premières propositions de solidification ou de coulage des déchets nucléaires dans des matrices de ciment,¹⁴⁰ de verre ou de céramique,¹⁴¹ et leur stockage définitif dans le sous-sol géologique,¹⁴² dans des régions désertiques,¹⁴³ ou encore des mines désaffectées ou des forages profonds.¹⁴⁴ Leur conception s'est concrétisée au fil du temps, mais leur mise en œuvre reste à venir.

L'AEC et les différents laboratoires impliqués avaient soulevé la problématique du stockage des déchets dès la fin des années quarante dans le cadre de commissions d'experts.¹⁴⁵ C'est à partir des années cinquante que l'institutionnalisation de la coopération entre les experts, les universités et l'industrie s'est intensifiée. En septembre 1955 se tenait à l'université de Princeton une réunion sur la question de l'entreposage et du stockage,¹⁴⁶ suivie d'échanges,¹⁴⁷ en partie dans le contexte des conférences internationales qui eurent lieu à partir d'août 1955 sous les auspices des Nations Unies.¹⁴⁸ À partir de 1955, l'AEC fit aussi appel à l'Académie américaine des sciences (NAS – National Academy of Sciences), qui publiait en 1957 un rapport, très bien accueilli, faisant le point sur l'état des connaissances et stratégies d'évacuation en cours.¹⁴⁹ Il décrivait les mines comme des installations de stockage particulièrement intéressantes, et les formations salines comme des roches-hôtes particulièrement appropriées. En parallèle, la NAS publiait un deuxième rapport émanant de son comité "sur l'effets des radiations atomiques sur l'océanographie et la pêche", qui faisait état d'une certaine prudence quant à la mise œuvre de la stratégie d'immersion des déchets radioactifs en mer.¹⁵⁰

Les premiers projets de recherche spécifiquement consacrés aux mines de sel désaffectées ont débuté aux États-Unis.¹⁵¹ Les recherches étaient menées à la mine de Carey, à Hutchinson, Kansas, où se sont déroulées, dès la fin des années cinquante, des expérimentations in situ impliquant de petites quantités de déchets de haute activité issus du retraitement.¹⁵² Ces expériences étaient destinées à comprendre l'évolution de la température dans les cavités salines et dans les déchets stockés, ainsi que les réactions sel-déchets. A la fin des années soixante, le laboratoire national d'Oak Ridge (ORNL – Oak Ridge National Laboratory), l'organisme qui portait ces expériences, proposait la mine comme site de stockage.¹⁵³ Au cours des années suivantes, un grave conflit opposa l'ORNL et les agences du gouvernement fédéral d'une part, et l'État du Kansas, impacté par le projet, de l'autre. Le projet a finalement été abandonné après qu'un géologue ait révélé la présence de 29 puits de prospection gazière et pétrolière dans la zone de la mine, mettant en évidence le danger hy-

¹⁴⁰ Hatch, L.P. 1953, Ultimate disposal of Radioactive Waste, *American Scientist*, 41(3), pp. 410-421.

¹⁴¹ Herrington, A.C., Shaver, R.G., Sorenson, C.W., 1953, Permanent Disposal of Radioactive Wastes, *Economic Evaluation*, *Nucleonics*, 11(9), September 1953, pp. 34-37.

¹⁴² Morton, Roy J., Struxness, Edward G. 1956, Ground Disposal of Radioactive Wastes, *American Journal of Public Health*, February 1956, pp. 156-163.

¹⁴³ Glueckauf, E. 1955, The Long-Term Aspects of Fission Product Disposal, *Atomics*, pp. 274.

¹⁴⁴ Theis, Charles V. 1956, Problèmes relatifs à l'enfouissement des déchets nucléaires, *Actes de la Conférence Internationale sur l'Utilisation de l'Énergie Atomique à des Fins Pacifiques*, Geneva 8-20 August 1955, Vol. IX, pp. 774-779.

¹⁴⁵ Waste Disposal Symposium, *Nucleonics*, March 1949, pp. 9-23.

¹⁴⁶ US National Academy of Sciences (NAS) 1957a, The Disposal of Radioactive Wastes on Land, Report of the Committee on Waste Disposal of the Division of the Earth Sciences, National Research Council, pp.2, and Appendix B. pp. 12-81.

¹⁴⁷ Carter, L.J. 1987, Nuclear imperatives and public trust: Dealing with radioactive waste. *Issues in Science and Technology*, 3(2), pp. 46-61.

¹⁴⁸ United Nations 1956, Proceedings of the First International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Geneva 8-20 August 1955.

¹⁴⁹ NAS, 1957a, pp. 8.

¹⁵⁰ NAS, 1957b, Report of the Committee on the effects of atomic radiation on oceanography and fisheries.

¹⁵¹ Parker, F.L. et al. 1959, Disposal of Radioactive Wastes in Natural Salt, pp. 368-384, in International Atomic Energy Agency, Disposal of Radioactive Wastes, Vol. 2, Conference Proceedings, Monaco 16-21 November 1959.

¹⁵² Two times 25 gallons of neutralized respectively synthetic PUREX waste (PUREX = Plutonium Uranium Redox Extraction), see Parker, F.L. et al., 1959, pp. 377-381.

¹⁵³ Walker, J.S. 2009, *The Road to Yucca Mountain*, University of California Press, pp. 51-75.

draulique.¹⁵⁴ Il y avait également de fortes incertitudes relatives à “l’extraction par dissolution” dans une mine adjacente ainsi qu’aux risques d’effondrement de mine dans une zone proche du dépôt prévu.¹⁵⁵

Le projet de Lyons au Kansas devenait ainsi le premier échec majeur du stockage en couches géologiques profondes, et exposait pour la première fois les problèmes de planification et de gouvernance liés à de tels projets. Jusqu’à aujourd’hui, l’ensemble des projets, prévus ou mis en œuvre, se heurtent à ces deux problèmes fondamentaux : la sous-estimation de la complexité de la planification et les difficultés de gouvernance de mégaprojets.¹⁵⁶ Le projet de Lyons présente un autre aspect intéressant : la possibilité de récupération des déchets stockés y fut envisagée très tôt.¹⁵⁷

Jusqu’à aujourd’hui, l’ensemble des projets, prévus ou mis en œuvre, se heurtent à ces deux problèmes fondamentaux : la sous-estimation de la complexité de la planification et les difficultés de gouvernance de mégaprojets.

Dans les années soixante, l’Allemagne de l’Ouest a commencé à envisager les anciennes mines de sel comme potentiels sites de stockage, suivant en cela les recommandations de la NAS.¹⁵⁸ Le pays dispose de très nombreux dépôts de sel, et avait, à l’époque déjà, 150 ans d’expérience dans l’exploitation des mines de sel et de potasse. En outre, les géologues et ingénieurs des mines ouest-allemands considéraient “de facto” le sel comme sec (en dépit d’expériences antérieures démontrant le contraire).¹⁵⁹ Les développements du stockage expérimental de la mine d’Asse II, à Wolfenbüttel, en Basse-Saxe, se montraient si prometteurs qu’il était alors présenté comme le modèle de site de stockage du futur, tant dans les publications de l’AIEA,¹⁶⁰ que celles des organismes nationaux en charge de la gestion des déchets.¹⁶¹ Avec les intrusions d’eau enregistrées dès 1988, mais rendues publiques en 2008 seulement, le projet Asse II, caractérisé par le secret et la mauvaise gestion, s’est également soldé par une fin peu glorieuse (voir partie 7.3).¹⁶²

Dans le même temps, la mise en œuvre de méthodes d’évacuation se poursuivait, avec comme objectif principal la dilution des déchets nucléaires et des effluents liquides en mer, ou dans les eaux souterraines, au moindre coût. Il s’agissait, entre autres, de l’immersion, pratiquée dans différents océans du monde par les

¹⁵⁴ Alley, W. and Alley, R. 2013, Too Hot To Touch. The Problem of High-Level Nuclear Waste, Cambridge University Press, pp. 15.

¹⁵⁵ Boffey, P. 1975, The Brain Bank of America, McGraw Hill, pp.104-105.

¹⁵⁶ Hodge, G., and Greve, C. 2013, Public-private partnership in developing and governing megaprojects, in: Priemus, H. and van Wee, B. Edts., International Hand-book on Mega-Projects, Edward Elgar.

¹⁵⁷ Parker, F.L. et al. 1959, p. 371.

¹⁵⁸ Radkau, J. 1983, Aufstieg und Krise der deutschen Atomwirtschaft 1945–1970 (The rise and crisis of the German nuclear industry 1945–1970), Rowohlt Taschenbuch; Möller, Detlev, 2007, Endlagerung radioaktiver Abfälle in der Bundesrepublik (Final disposal of radioactive waste in the Federal Republic of Germany), Peter Lang.

¹⁵⁹ Buser, M., et Wildi, W. 2018, Du stockage de déchets toxiques dans des dépôts géologiques profonds, Sciences & Pseudosciences, Juin, consulté le 31 juillet 2019, <https://www.pseudo-sciences.org/Du-stockage-des-dechets-toxiques-dans-des-depots-geologiques-profonds>;

¹⁶⁰ IAEA 1977, Radioaktive Abfälle: Woher – Wohin? (Radioactive waste: Where from – Where to?) Internationale Atomenergieagentur Wien

¹⁶¹ Verband Schweizerischer Elektrizitätswerke, Gruppe der Kernkraftwerkbetreiber und -projektanten (Federation of Swiss Electricity Utilities, nuclear power plant operators and developers) 1978, Die nukleare Entsorgung in der Schweiz (Nuclear waste disposal in Switzerland), Konferenz der Überlandwerke (UeW), Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (Conference of regional utilities, National Cooperative for Nuclear Waste Storage), 9 February.

¹⁶² Möller, D. 2015, Zur Geschichte des Endlagers Asse II [1964–2009] und ihrer heutigen Relevanz (The history of the Asse II repository [1964–2009] and its relevance today), Rückholung der Nuklearabfälle aus dem früheren Forschungsbergwerk Asse II bei Wolfenbüttel, Vortragsreihe am Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS), 1 December, pp. 9–24, consulté le 31 juillet 2019, <http://www.itas.kit.edu/pub/v/2016/houa16a.pdf>

principaux pays détenteurs d'armes nucléaires et devenue le modèle d'évacuation des déchets nucléaires civils de plusieurs pays européens.¹⁶³ Un autre procédé consistait à injecter des déchets nucléaires liquides, de différents niveaux d'activité, dans d'anciens puits d'exploration, une pratique qui a perduré pendant des années, voire des décennies, tant aux États-Unis qu'en Union Soviétique (puis Russie).¹⁶⁴

À partir des années soixante-dix, la recherche et développement dans le domaine de la gestion des déchets nucléaires s'est beaucoup intensifiée. Les organismes responsables de la gestion ont subi de profondes restructurations (comme dans le cas du Département de l'Énergie américain) et le développement de concepts de stockage définitif s'est poursuivi. Les concepts exotiques de gestion finale ont été abandonnés les uns après les autres, de l'immobilisation de déchets dans la calotte polaire antarctique¹⁶⁵ à l'envoi dans l'espace¹⁶⁶, en passant par le projet d'auto-fusion dans des cavités réalisées à l'aide d'explosifs thermonucléaires (projet DUMP).¹⁶⁷ À cette époque, les programmes portaient soit sur des projets comme le Sub Seabed Disposal Project qui étudiait l'introduction de conteneurs de déchets hautement radioactifs dans les sédiments des grands fonds marins,¹⁶⁸ soit sur des projets de dépôts dans le sous-sol continental. L'idée d'évacuer des déchets de haute activité dans des forages profonds, envisagée dès 1957 dans le rapport NAS,¹⁶⁹ se voyait graduellement reléguée au second plan. Cette technique est cependant encore évoquée à l'heure actuelle comme une option possible.¹⁷⁰

L'intérêt a continué à se focaliser sur le stockage dans des mines spécialement réalisées, à une profondeur de plusieurs centaines de mètres (et jusqu'à mille mètres), essentiellement conditionnées par les techniques de construction de l'époque. À la fin des années soixante-dix, le projet suédois KBS de stockage définitif des déchets de haute activité vitrifiés et des combustibles usés a défini un nouveau standard de qualité.¹⁷¹ L'approche suédoise est basée sur un concept appelé "multi-barrières", le standard à l'époque. Plusieurs barrières nichées les unes dans les autres, sur le principe des poupées russes, doivent permettre de confiner les substances radioactives pendant de longues périodes de stockage, se comptant en centaines de milliers d'années. Les barrières comprennent, entre autres, la solidification des déchets en matrices résistantes à la lixiviation (verre borosilicaté, céramique, etc.), leur conditionnement dans des conteneurs de stockage spéciaux en acier et/ou en cuivre, l'enrobage par des cendres volcaniques gonflantes ("bentonite") et des matériaux de scellement dans les galeries de stockage, ainsi que leur introduction dans une roche dense dans un environnement géologique favorable.¹⁷²

¹⁶³ Calmet, D. 1989, Ocean Disposal of Radioactive Waste: A Status Report, IAEA-Bulletin 4/1989, pp. 47-50, consulté le 2 août 2019, <https://www.iaea.org/sites/default/files/31404684750.pdf>; IAEA, 1999, *Inventory of radioactive waste disposals at sea, August 1999*, consulté le 2 août 2019, https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_1105_prn.pdf.

¹⁶⁴ NDC 1977, Radioactive Waste Disposal, Low- and High-Level, Pollution Technology Review 38; Spitsyn, V. I., Balukoda, V.D. 1978, The Scientific Basis For, and Experience With, Underground Storage of Liquid Radioactive Wastes in the USSR, in *Scientific Basis for Nuclear Waste Management*, Springer, pp. 237-248.

¹⁶⁵ Philbert, B. 1961, Beseitigung radioaktiver Abfallsubstanzen in den Eiskappen der Erde (Disposal of radioactive waste substances in the ice caps of the earth), *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, Vol. XXIII, Birkhäuser

¹⁶⁶ Burns, R.E. et al. 1978, Nuclear Waste Disposal in Space, NASA Technical Paper 1225, May 1978, consulté le 31 juillet 2019, <https://ntrs.nasa.gov/archive/nasa/casi.ntrs.nasa.gov/19780015628.pdf>.

¹⁶⁷ Milnes, A.G 1985, *Geology and Radwaste*, London: Academic press, pp. 46-48.

¹⁶⁸ Sub-seabed disposal is prohibited under the 1996 Protocol to the 1972 London Dumping Convention, see Holt, M. 2009, *Nuclear Waste Disposal, Alternatives to Yucca Mountain*, CRS Report for Congress, 6 February 2009

¹⁶⁹ NAS 1957a

¹⁷⁰ Schwartz, F., Kim, Y., Chae, B.-G. 2017, Deep Borehole Disposal of Nuclear Wastes: Opportunities and Challenges, *Journal of Nuclear Fuel Cycle Waste Technologies* 15(4), pp. 301-312.

¹⁷¹ KBS 1978a, Handling of spent nuclear fuel and final storage of vitrified high-level reprocessing waste, *Kärnbränslesäkerhet*, Stockholm; KBS, 1978b, Handling and final storage of unprocessed spent nuclear fuel, *Kärnbränslesäkerhet*, Stockholm

¹⁷² Milnes, A.G., Buser, M., and Wildi, W. 1980, Endlagerungskonzepte im Überblick (Overview of final disposal concepts), *Zeitschrift Deutschen Geologischen Gesellschaft* 131(2), pp. 359-385.

Dans ce concept, les futurs sites de stockage seront composés de galeries de stockage, longues parfois de plusieurs kilomètres, dans lesquelles les déchets seront introduits verticalement ou horizontalement, et reliées à la surface par des puits et parfois des rampes de transport. Dès lors, l'ensemble des concepts développés dans le monde au cours des quatre dernières décennies se sont basés sur ce concept. En revanche, les options d'évacuation définitive dans les sédiments océaniques ou les fonds marins profonds ont été abandonnées. La recherche sur le stockage définitif dans des forages de plusieurs kilomètres de profondeur ne se poursuit que de façon sporadique.

Un certain nombre de cas montrent que toutes ces innovations n'ont pas non plus permis de garantir la mise en œuvre d'une gestion définitive sûre des déchets nucléaires dans des stockages continentaux. Par exemple, le projet WIPP (Waste Isolation Pilot Plant – Installation Pilote d'Isolation des Déchets), au Nouveau-Mexique, mis en œuvre conformément aux principes de planification énoncés ci-dessus, a subi entre 2014 et 2017 divers accidents et incidents, mineurs ou plus sérieux.¹⁷³ Ceci met en évidence une autre dimension de risque lié à la réalisation concrète des sites de stockage : au-delà des problèmes de sûreté techniques ou géologiques, des questions fondamentales se posent autour des carences structurelles et organisationnelles, et en particulier en matière d'assurance qualité, de culture de sûreté et de gouvernance des projets de sites de stockage.¹⁷⁴

En Suisse, le concept de dépôt de l'EKRA, le Groupe d'experts pour les modèles de gestion des déchets radioactifs, a intégré ces questions au tournant du millénaire.¹⁷⁵ La commission EKRA a examiné, comme aucune autre ne l'avait fait avant, toutes les options possibles en matière d'entreposage et de gestion définitive des déchets nucléaires. Le concept de l'EKRA a défini des innovations fondamentales dans la planification et la mise en pratique de projets de stockage en formations géologiques profondes. Ces innovations comprenaient la distinction entre mesures actives et systèmes de sûreté passive, et le besoin de mise en place systématique des programmes. Elles intégraient également des concepts de surveillance à long terme des dépôts, rejoignant en cela d'autres auteurs.¹⁷⁶ La faisabilité devait être démontrée via un dépôt pilote et des programmes de surveillance adaptés. D'autres points fondamentaux concernaient non seulement le principe de la réversibilité des décisions et la récupération des déchets déjà stockés, mais aussi l'organisation du programme, avec ce que cela implique en termes de conditions cadres structurelles et de gouvernance du processus, de programmes d'assurance qualité, et une politique de recherche orientée vers le long terme. Le concept EKRA est le fondement de la Loi sur l'Énergie Nucléaire de 2003. Ainsi, le programme et la loi suisses allaient-ils alors bien plus loin que ce qui avait déjà été envisagé en France avec la loi sur les déchets de 1991 (dite "Loi Bataille")¹⁷⁷ et l'obligation explicite d'étudier les options de réversibilité.¹⁷⁸

Les exigences en matière de gouvernance des programmes de gestion des déchets nucléaires font de plus en plus l'objet de clarifications et de réglementations, comme le montrent le processus français¹⁷⁹ ou la loi allemande sur la sélection d'un site de stockage (StandAG). Cette dernière conçoit la procédure de sélection comme un système d'adaptation permettant « de prendre en compte de nouveaux résultats et influences

¹⁷³ Klaus, D. 2019, What really went wrong at WIPP: An insider's view on two accidents at the only underground nuclear waste repository, *Bulletin of the Atomic Scientists*, 75(4), pp. 197-204.

¹⁷⁴ Buser, M. 2019, Wohin mit dem Atommüll? (Where to put the nuclear waste?), *Rotpunkt*, pp. 204-206.

¹⁷⁵ Expert Group on Disposal Concepts for Radioactive Waste (EKRA) 2000, *Disposal Concepts for Radioactive Waste, Final Report*, Federal Office of Energy, Bern

¹⁷⁶ Hammond, R. P. 1979, Views: Nuclear Wastes and Public Acceptance: Monitored containers in a controlled tunnel environment may prove more widely acceptable than the uncertainties of an uncontrolled geologic structure. *American Scientist*, 67(2), pp.146-150; Roseboom Jr, E.H., 1983. Disposal of high-level nuclear waste above the water table in arid regions (No. USGS-CIRC--903). Geological Survey, Alexandria, VA (United States).

¹⁷⁷ République Française 1991, Loi n° 91-1381 du 30 décembre 1991 relative aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs.

¹⁷⁸ Lehtonen, M. 2010, Opening Up or Closing Down Radioactive Waste Management Policy? Debates on Reversibility and Retrievability in Finland, France, and the United Kingdom, *Risk, Hazards & Crisis in Public Policy* 1(4).

¹⁷⁹ Levers, P. 2018, La réversibilité dans le projet de stockage profond, *Science & Pseudoscience*, n° 324, April-June 2018, consulté le 31 juillet 2019, <https://www.afis.org/La-reversibilite-dans-le-projet-de-stockage-profond>

survenant au cours de la procédure et de les intégrer et les appliquer dans le processus lorsque c'est nécessaire ». ¹⁸⁰ On s'attache de plus en plus aux questions de gouvernance, tant sur le plan de la recherche que dans la pratique. ¹⁸¹

Ce bref panorama de plus de 70 ans d'histoire de la gestion des déchets nucléaires permet de tirer quatre conclusions concernant les programmes de gestion, et le succès ou l'échec des exemples passés :

- Pas un seul programme au monde de stockage des déchets en profondeur n'a à ce jour été mis en œuvre avec succès ;
- La complexité et les risques liés à la gestion des déchets nucléaires ont été massivement sous-estimés ;
- L'histoire de la gestion des déchets nucléaires met en évidence un glissement permanent des concepts et des programmes, tant en termes d'objectifs, de mise en pratique, de sûreté que de planification des mesures, vers des projets à long terme plus faciles à conduire (gouvernance et intendance sur le long terme) ;
- L'histoire de la gestion des déchets nucléaires montre qu'une conduite purement scientifique et technique ne permet pas de relever les défis que représentent des programmes dont le niveau de risque est aussi élevé. Des questions comme la gouvernance d'un projet, la co-construction des politiques de gestion et de stockage, et le rôle des communautés affectées ont souvent été négligées par les gouvernements dans le passé..

5.2 CONTEXTE DE LA GESTION DES DÉCHETS NUCLÉAIRES

Le retour d'expérience montre que la poursuite et le développement de programmes de gestion des déchets doivent intégrer cinq dimensions fondamentales :

CADRE HISTORIQUE : Les sociétés devront vivre à la fois avec l'héritage radioactif existant, et celui susceptible de s'y ajouter. C'est en enjeu particulier, sur le plan sociétal, technique, politique et financier pour les générations futures. Le coût estimé de 490 MdUS\$ prévu pour la remédiation des sites nucléaires contaminés aux États-Unis illustre l'ampleur du problème. ¹⁸² Les sociétés modernes ne pourront s'affranchir de la prise en charge de l'héritage radioactif et d'y apporter de solutions plus claires et plus sûres qu'aujourd'hui. Toutefois, il faut tirer un enseignement des leçons de l'histoire afin de ne pas répéter les erreurs. Ceci s'applique aux processus déjà engagés de recherche de solutions et à leur mise en œuvre, comme à leur contrôle sociétal. Ceci implique également qu'au cours de la planification et de la mise en œuvre de ces programmes, la culture de sûreté s'applique avec un réel engagement au respect de pratiques exemplaires.

CADRE SOCIÉTAL ET EXIGENCES TEMPORELLES : Les exemples passés montrent que, partout dans le monde, le temps nécessaire à la mise en œuvre des programmes de gestion des déchets a été massivement sous-estimé. Le stockage des déchets, la planification et la mise en œuvre des stratégies de stockage géologique profond des déchets nucléaires envisagées aujourd'hui s'étendra au moins pendant les trois

¹⁸⁰ Kommission Lagerung hoch radioaktiver Abfallstoffe (German commission for highly radioactive waste storage) 2014, Aspekte eines Standortauswahlverfahrens für ein Endlager für Wärme entwickelnde Abfälle (Aspects of a site selection procedure for a repository for heat-generating waste), Deutsche Arbeitsgemeinschaft Endlagerforschung; Brochure, pp. 13, consulté le 31 juillet 2019, https://www.bundestag.de/endlager-archiv/blob/352790/fb1c31a22e4ca2c30345c46bc36bed0/drs_081-data.pdf

¹⁸¹ Brunnengräber, A. et al 2015, Nuclear Waste Governance, Springer VS; Kuppler, S. and Hocke, P. 2018, The role of long-term planning in nuclear waste governance. Journal of Risk Research pp. 1-14.

¹⁸² Klaus 2019, pp. 201.

prochaines générations. Compte tenu des besoins de surveillance – et de surveillance à long terme – des projets de stockage visés, on peut alors envisager de cinq à dix générations (150 à 300 ans). Ces très longues périodes posent des exigences particulières en termes de stabilité sociale, et amènent inévitablement à des considérations sur la façon dont l'inventaire radioactif déjà en place dans des installations d'entreposage temporaire prolongé peut être entreposé, géré et entretenu de façon sûre pendant tout ce temps. Cela représente un enjeu particulier en termes de qualité de planification, de gestion spécifique à long terme et de conception technique d'installations destinées à un entreposage prolongé sur une durée aussi longue. Pour répondre à l'allongement des besoins d'entreposage, des installations souterraines plus importantes pourront s'avérer nécessaires.

COMPLEXITÉ: la complexité de la gestion définitive de l'héritage nucléaire reste massivement sous-estimée. Le vieillissement physico-chimique des matières qui composent les déchets et les dangers qui en résultent restent largement inexplorés. De même, l'hétérogénéité de l'inventaire, ainsi que les matrices et matériaux de consolidation mis en œuvre posent des problèmes tout à fait nouveaux quant à leur introduction dans les sites de stockage souterrains. Par exemple, un grand nombre de substances organiques ont été utilisées lors des opérations de nettoyage, d'entretien et de solidification des déchets de faible et moyenne activité. Il faut considérer certains de ces mélanges comme inflammables (comme les résines échangeuses d'ion bitumées par exemple), qui, en tant que tels, représentent une source de danger particulier dans le cas de l'exploitation d'un site de stockage ouvert.¹⁸³ De plus, le rôle des déchets organiques est crucial dans la formation de gaz dans les installations de stockage souterraines fermées. Ces risques ne concernent pas seulement les installations de stockage des déchets de haute activité, mais aussi celles destinées aux déchets de faible et moyenne activité. Les risques d'incendie, tout comme les incendies eux-mêmes, sont bien connus dans les stockages souterrains de produits chimio-toxiques.¹⁸⁴

La multitude de matières entreposées – qui va des matières radioactives, métaux et métaux lourds, matières organiques et produits de décomposition aux matériaux d'emballage et produits corrodables (réaction d'agrégat alcalin dans le béton) – forment un environnement particulièrement réactif au contact des eaux profondes, eaux porales¹⁸⁵ ou saumures des roches hôtes correspondantes. Ceci n'est qu'un exemple de plus des problèmes nouveaux que posent les mélanges de déchets ; la façon dont ils affectent le milieu chimique d'un dépôt souterrain n'a pour l'instant fait l'objet d'investigations et de recherche que très limitées, et doit par conséquent être étudiée de façon plus approfondie. Il en va de même pour la formation de gaz par les processus de dégradation bactérienne ou chimique.

Le nombre important de questions pour lesquelles l'expérience est à ce jour inexistante ou très limitée, illustre la complexité de la planification. Il faudra pouvoir apporter une réponse aux interrogations sur la façon dont des installations souterraines, s'étendant sur plusieurs kilomètres carrés, se comporteront à long terme par exemple dans un champ de contraintes changeantes, ou à quel point de telles installations peuvent effectivement être scellées de façon étanche. Une autre interrogation porte sur l'évolution des combustibles pendant le processus de stockage souterrain, les évolutions à long terme, et les effets possibles sur leur éventuelle récupérabilité. Enfin, découvertes scientifiques ou développements et avancées technologiques pourraient venir remettre fondamentalement en cause un type de dépôt actuellement en cours de mise en œuvre. Il faudrait, dans ce genre de cas, faire référence aux considérations énoncées plus tôt sur la complexité d'un système de dépôt. Beaucoup de ces questions fondamentales appellent une clarification exhaustive et immédiate.

CADRE POLITIQUE: Des questions d'ordre politique portent sur la prolifération des matières fissiles et la reconnaissance du fait qu'un site de stockage peut aussi être considéré à long terme comme une "mine de

¹⁸³ Buser, M., Wildi, W. 2018, "Abfallkonditionierung in Bitumen: ASN sagt nein!" (Waste conditioning in Bitument: ASN says no). consulté le 2 août 2019, <https://www.nuclearwaste.info/abfallkonditionierung-in-bitumen-asn-sagt-nein/>

¹⁸⁴ Comité de pilotage Stocamine 2011, Rapport d'expertise, consulté le 1 août 2019, <http://www.stocamine.com/media/1061/Conclusions%20COPIL.pdf>.

¹⁸⁵ L'eau porale est de l'eau souterraine ou profonde stockée dans les interstices, dans les sédiments, entre les grains ou les minéraux.

plutonium et de produits recyclés”. Ce qui naturellement soulève des questions de fond sur l'intrusion comme sur la protection de tels sites. Le stockage de combustible usé hautement radioactif représente en cela un enjeu particulier quant aux décisions socio-politiques futures.

GOVERNANCE ET SOCIÉTÉ: Enfin, les projets de gestion des déchets doivent prendre en compte deux autres facteurs fondamentaux. Il s'agit en premier lieu des questions de gouvernance des programmes – dont les décideurs ne commencent que lentement à prendre conscience de l'importance centrale (exemples de WIPP aux États-Unis, et Asse II en Allemagne) – indispensable à l'établissement de la confiance. Deuxièmement, dans la perspective d'une acceptation à long terme de tels projets, l'implication de la société civile (en particulier dans les régions concernées) ne peut pas se concevoir uniquement dans un sens d'accompagnement (une “participation accompagnatrice”), mais doit s'intégrer dans un processus plus large de participation et de co-détermination.

Ces considérations sur le contexte de la gestion des déchets nucléaires précèdent les explications sur le stockage géologique profond des déchets nucléaires et la nécessité d'un entreposage prolongé, dans l'attente de la mise en œuvre d'un stockage souterrain.

5.3 CONCEPTS DE GESTION DES DÉCHETS NUCLÉAIRES

Toute solution de gestion doit protéger au mieux les populations et l'environnement, être réalisable et acceptée, et ne pas imposer de fardeau déraisonnable aux générations futures. Cette conception commune des exigences liées au stockage des déchets est élaborée dans la Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs de 2001. Son article 11 stipule que « chaque Partie contractante prend les mesures appropriées pour que, à tous les stades de la gestion des déchets radioactifs, les individus, la société et l'environnement soient protégés de manière adéquate contre les risques radiologiques et autres. »¹⁸⁶ La protection à long terme des sites de stockage contre les intrusions doit également être garantie. Cet objectif revêt une difficulté particulière compte tenu des avancées – actuelles et futures – considérables dans le domaine des technologies de forage. Ces avancées techniques et l'élargissement simultané des objectifs de protection doivent conduire à repenser fondamentalement les rôles et responsabilités en termes de planification et de conception des programmes de gestion des déchets. À terme, il faut également revoir la vision actuelle d'un site de stockage géologique hors de tout contrôle sociétal.¹⁸⁷

CONCEPTS DE STOCKAGE DÉFINITIF

L'AIEA décrit le stockage définitif comme la mise en place de déchets dans des installations sans intention de les récupérer (ce qui ne signifie pas que la récupération n'est pas possible). Dans ses prescriptions de sûreté relatives aux déchets radioactifs, l'AIEA distingue les cas de figure suivants :¹⁸⁸

- Stockage définitif en décharge spéciale : dans une installation similaire à une décharge classique pour les déchets de très faible activité (TFA), provenant par exemple du démantèlement ;
- Stockage définitif en surface ou à faible profondeur : dans une installation constituée de tranchées artificielles ou de casemates construites à la surface ou jusqu'à quelques dizaines de mètres de profondeur pour les déchets de faible activité (FA) ;

¹⁸⁶ IAEA 2001, Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, consulté le 11 juin 2019, <https://www.iaea.org/topics/nuclear-safety-conventions/joint-convention-safety-spent-fuel-management-and-safety-radioactive-waste> (et version française pour la traduction).

¹⁸⁷ Buser, M. 2017a, “Nuclear Waste - How to Handle our Legacy to Future Generations: The dual approach,” Lecture held in the international Congress “Human rights, future generations & crimes in the nuclear age”, University of Basel, 14-17 September 2017.

¹⁸⁸ IAEA 2011, Disposal of Radioactive Waste, Specific Safety Requirements No. SSR-5, International Atomic Energy Agency, consulté le 1 août 2019, https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1449_web.pdf (et version française pour la traduction).

- Installations souterraines : installations construites dans des cavités, des casemates ou par le réaménagement de mines, de quelques dizaines à quelques centaines de mètres au-dessous de la surface, pour les déchets de moyenne activité (MA) ;
- Stockage géologique : comme ci-dessus, en particulier pour le combustible usé et les autres déchets de haute activité (HA) ;
- Stockage en puits : de quelques centaines à quelques kilomètres de profondeur pour les conteneurs de déchets HA et le plutonium.¹⁸⁹

Dans cette catégorisation l'AIEA assigne certaines catégories de déchets à certains concepts de stockage définitif, dans une approche graduée. La décision concernant le type d'installations revient aux pays concernés. La plupart des pays ont, a minima, des concepts de stockage, et plusieurs disposent d'installations en construction ou en service pour les déchets de faible et moyenne activité (voir partie 2.3.1).

ROCHES HÔTES

Comme le montre l'analyse historique, les concepts actuels de sites de stockage ont été développés assez spécifiquement dans l'optique d'un stockage des déchets nucléaires dans la croûte continentale (voir partie 5.1). Dès les débuts, ce sont principalement les roches salines, mais aussi les montmorillonites, comme les minéraux argileux et les argiles, qui ont été considérées comme des roches hôtes particulièrement intéressantes, en raison de leur très faible perméabilité et de leur capacité de sorption élevée. La recherche de sites pour les déchets de haute activité s'est en particulier intéressée à ces deux types de roches, mais la géologie de certains pays n'offrant pas de telles formations, les options ont dû être étendues. C'est en particulier le cas des deux États électronucléaires scandinaves (Suède et Finlande) qui ont opté pour les roches cristallines du bouclier baltique. Ce choix a contraint ces programmes nordiques à renforcer massivement les barrières artificielles (conteneurs en cuivre), au détriment de l'isolation géologique, afin de contrer les intrusions d'eau souterraine à travers la roche cristalline perméable et fissurée. Le Japon a lui opté pour les roches se trouvant dans le sous-sol de la Ceinture de feu du Pacifique : roches cristallines et sédiments pélagiques ou hémipélagiques.¹⁹⁰

Il existe aussi d'autres roches exotiques. Les tufs volcaniques avaient par exemple été envisagés à l'origine à Yucca Mountain, au Nevada¹⁹¹ – le programme de site de stockage américain, aujourd'hui abandonné (voir partie 7.8) – mais leur perméabilité soulève des interrogations fondamentales quant à leur pertinence. Les couches d'anhydrite, relativement fines en général, que l'on retrouve en alternance avec d'autres roches salines, sont, elles aussi, problématiques. C'était une des spécialités du début des programmes suisses de stockage définitif.¹⁹² D'autres roches ont été sélectionnées dans le cadre de la recherche de sites, par exemple le basalte dans le programme américain d'Hanford, situé sous la couverture quaternaire¹⁹³ ou les marnes alpines de Wellenberg en Suisse.¹⁹⁴

¹⁸⁹ NAS 1994, Management and Disposition of Excess Weapons Plutonium, Committee on International Security and Arms Control, Washington D.C., Appendix C p. 247

¹⁹⁰ NEA 2016, Japan's Siting Process for the Geological Disposal of High-Level Radioactive Waste, Nuclear Energy Agency / OECD, consulté le 1 août 2019, pp. 15, https://www.meti.go.jp/shingikai/enecho/denryoku_gas/genshiryoku/chiso_shobun/pdf/018_s01_00.pdf

¹⁹¹ Walker, S. 2009, The Road to Yucca Mountain, University of California Press

¹⁹² Buser, M. 2017b, Short-term und Long-term Governance als Spannungsfeld bei der Entsorgung chemo-toxischer Abfälle (Short-term and long-term governance as a field of tension in the disposal of chemotoxic waste), Vergleichende Fallstudie zu Entsorgungsprojekten in der Schweiz und Frankreich: DMS St-Ursanne und das Bergwerk Felsenau (beide Schweiz) und Stocamine (Frankreich), ITAS-ENTRIA-Arbeitsbericht 2017-02, consulté le 1 août 2019, <http://www.itas.kit.edu/pub/v/2017/buse17a.pdf>

¹⁹³ Milnes 1985, pp. 154-155.

¹⁹⁴ Mosar, J. 2010, Beurteilung der Tektonik im Standortgebiet Wellenberg (Kt. NW/OW) hinsichtlich eines Tiefenlagers für schwach- und mittelmäßig radioaktive Abfälle (Assessment of tectonics in the Wellenberg siting area (NW/OW) with regard to a deep geological repository for low- and intermediate-level radioactive waste), Sachplan geologische Tiefenlager, z. Hd. Baudirektion Nidwalden, pp. 4-6, consulté le 1 août 2019, https://www.nw.ch/_docn/30814/gutachten_tektonik_prof._mosar.pdf

Historiquement, des roches hôtes “exotiques” ont souvent été découvertes dans le voisinage immédiat des installations nucléaires ou les mines, comme les mines de fer de Schacht Konrad près de Salzgitter¹⁹⁵ en Allemagne, ou la mine d’uranium “Beta” dans les pegmatites d’El Cabril en Espagne.¹⁹⁶ Hormis le fait que l’on dispose seulement d’une expérience limitée dans la mise en œuvre de site de stockage géologique, on considère généralement que les roches salines et argileuses ou les roches cristallines, constituent des roches-hôtes particulièrement appropriées.

SITES DE STOCKAGE POUR LES DÉCHETS FMA

Les trois premiers types d’installation présentés par l’AIEA (décharges spéciales, à faible profondeur, ou souterraines) sont mis en œuvre depuis des décennies dans de nombreux pays. Le degré de maturité de leur mise en œuvre est cependant extrêmement variable, et correspond aux perspectives conceptuelles et moyens techniques propres à l’époque. Les premières décharges accueillant les déchets commerciaux de faible activité aux États-Unis, comme celles de Maxey Flats ou West Valley, état de New York, ont montré assez rapidement que de la radioactivité s’échappait des sites. Elles fuyaient, comme l’ont confirmé plus tard les programmes de suivi de nombreux autres sites. À Maxey Flats, il a été démontré dès les années soixante-dix qu’il y avait un phénomène de lessivage des déchets FMA stockés en grandes quantités et que l’on retrouvait du plutonium à l’extérieur de la décharge.¹⁹⁷ À Beatty, Nevada, une décharge dont les tranchées ont accueilli à la fois des déchets nucléaires et des déchets chimio-toxiques, les incidents se sont succédés dès le début de l’exploitation jusqu’à une période très récente où du sodium métal a réagi en présence d’eau, et a été partiellement éjecté.¹⁹⁸ De nombreuses autres installations ont connu un parcours similaire, comme le montre la liste du fonds spécial pour l’assainissement de sites de stockage de déchets – dit “Superfund” – de l’Agence de protection de l’environnement américaine. En résumé, les décharges et tranchées conventionnelles, les premières de la liste des installations présentées dans le rapport de l’AIEA mentionné précédemment, ne peuvent pas être scellées de manière étanche. Il faut donc considérer ces sites comme des “installations” de dilution permanente plus ou moins contrôlée.

Le second type d’installations de stockage définitif consiste à renforcer les fonctions de protection déjà obtenues dans le premier type de décharges, à l’aide de structures et éléments supplémentaires en béton. Ce type de construction contribue surtout à créer un environnement basique, qui constitue une barrière géochimique, en particulier pour les lixiviats contenant des métaux lourds. Ce concept est utilisé à la fois pour des sites recevant des déchets MA et des déchets FMA. On peut citer par exemple l’installation ouverte en 1971 à Barnswell, Caroline du Sud, destinée aux déchets FA et conçue sous forme de tranchées avec un scellement en argile, dans laquelle les déchets sont stockés dans des fûts en béton.¹⁹⁹ Les deux sites français “Centre de Stockage de la Manche” (CSM), à Digulleville, Normandie, en service de 1969 à 1994²⁰⁰, et son

¹⁹⁵ Physikalisch-Technische-Bundesanstalt Braunschweig 2012, Schachtanlage Konrad (Shaft Konrad), consulté le 1 août 2019, <https://epic.awi.de/id/eprint/37594/1/schacht-konrad.pdf>

¹⁹⁶ Hernando-Fernández, J. L., Hernando Luna, R. 2002, Descubrimiento, explotación y tratamiento de los minerales radioactivos de Sierra Albarrana, El Cabril, Córdoba (Discovery, exploitation and treatment of the radioactive minerals of Sierra Albarrana), consulté le 1 août 2019, https://helvia.uco.es/xmlui/bitstream/handle/10396/6947/braco143_2002_1.pdf?sequence=1&isAllowed=y

¹⁹⁷ Shrader-Frechette, K. 1993, Burying Uncertainty, Risk and the Case Against Geological Disposal of Nuclear Waste, University of California Press, p.p 103-104; Cleveland, J. M., and Rees, T. F. 1981, Characterization of Plutonium in Maxey Flats Radioactive Trench Leachates, Science, 212(4502), pp.1506.

¹⁹⁸ Alley and Alley 2013, pp. 139-148.

¹⁹⁹ South Carolina Department of Health and Environment Control 2007, Commercial Low-Level Radioactive Waste Disposal in South Carolina, Bureau of Land and Waste Management, Division of Waste Management, Columbia, South Carolina, consulté le 5 août 2019, https://www.scdhec.gov/sites/default/files/docs/HomeAndEnvironment/Docs/commercial_low_level.pdf

²⁰⁰ IAEA 2005, Upgrading of Near-Surface Repositories for Radioactive, Technical Report Series N° 433, pp. 63-70, consulté le 5 août 2019, https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TRS433_web.pdf

successeur le “Centre de Stockage de l’Aube” (CSA), à Soullaines-Dhuys, Aube, en sont d’autres exemples.²⁰¹ Au début de l’exploitation, les déchets FMA pré-conditionnés et mis en colis étaient déposés dans des tranchées, avant d’être par la suite placés dans des ouvrages en béton. Les décharges de faible profondeur sont comblées et fermées selon des méthodes conventionnelles de couverture étanche. Les sites sont équipés de systèmes de drainage et d’une surveillance correspondante. Le site belge de Dessel, Campine, destiné aux déchets FA, est constitué de monoblocs coulés dans le béton.²⁰²

Bien que ces installations soient mieux protégées contre les infiltrations que les tranchées d’origine, l’eau de pluie finit au fil du temps par pénétrer dans les blocs de béton et peut lessiver des petites quantités de substances radioactives solubles (en particulier le tritium).²⁰³ Même ces installations ne peuvent échapper à la dilution. Les installations destinées aux déchets FMA d’El Cabril, à Cordoue, en Espagne,²⁰⁴ et celle destinée aux déchets FA de Drigg, Cumbria, au Royaume-Uni,²⁰⁵ sont construites selon des principes similaires.²⁰⁶ Contrairement à de nombreux programmes de centres de stockage pour les déchets HA, les mesures actives comme la qualité de planification, la surveillance à long terme (sur des centaines d’années) et la maintenance des installations sont souvent considérées comme acquises dans les centres de stockage pour les déchets FMA.

Des installations souterraines ont été mises en œuvre relativement tôt en Suède²⁰⁷ et en Finlande²⁰⁸, où deux centres de stockage contiennent des déchets FMA. Il s’agit de silos ou de cavités de stockage qui contiennent différents types de déchets FMA à quelques 60 mètres sous terre. Il est important de noter que des résines échangeuses d’ions bitumées y sont également stockées. Aucune de ces installations ne dispose de système de surveillance (pourvu de forages, d’équipements d’échantillonnage d’eau et de gaz à l’extérieur de la zone de stockage), en total décalage avec ce qui se pratique aujourd’hui dans le cas des décharges d’ordures ménagères et autres déchets. D’autres installations souterraines ont été implantées dans des mines désaffectées pour stocker des déchets FMA, comme la mine Beta d’El Cabril, déjà mentionnée, aujourd’hui réhabilitée. C’est également le cas en République tchèque, où l’ancienne mine de calcaire Richard, d’une profondeur de 70–90 mètres a été réaménagée pour stocker des déchets institutionnels. Le site de Bratrství, implanté dans une ancienne mine d’uranium a été utilisé uniquement pour le stockage des déchets contenant des radioéléments naturels et doit être fermé au début de l’année 2025. Celui d’Hostim, où sont stockés environ 1 700 m³ dans une mine de calcaire désaffectée, a été définitivement scellé en 1997.

SITES DE STOCKAGE POUR LES DÉCHETS HA

Les centres de stockage pour les déchets HA sont assignés en fonction de l’inventaire de déchets contenant des transuraniens de haute activité ou à vie longue. C’est en ce sens que WIPP, au Nouveau Mexique (USA), est considéré comme un centre de stockage de déchets HA. C’est à ce jour le seul au monde de ce type à avoir été construit et mis en service. Le gouvernement américain avait entrepris la recherche d’un site au début des années soixante-dix suite à l’échec du projet de Lyons. Le site sélectionné à l’origine avait dû être abandonné

²⁰¹ Andra 2008, Rapport annuel (annual report), Centre de stockage de déchets radioactifs de faible et moyenne activité, consulté le 5 août 2019, https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/49/034/49034330.pdf

²⁰² Wacquier, W. 2013, The safety case in support of the license application of the surface repository of low-level waste in Dessel, Belgique, NEA/OECD, NEA/NWR/R(2013)9

²⁰³ IAEA 2005, pp. 65.

²⁰⁴ Zuloaga, A., Guerra-Librero, A. Morales, A. 1997, L/IL W disposal experience in Spain after the startup of El Cabril disposal facility, Planning and Operation of Low Level Waste Disposal Facilities, Proceedings Symposium Vienna, 1996, IAEA, pp. 261-274.

²⁰⁵ IAEA 2005, pp. 11-18.

²⁰⁶ Finster, M., Sunita, K. 2011, International Low-Level Waste Disposal Practices and Facilities, Fuel Cycle Research & Development, Argonne National Laboratory, prepared for US Department of Energy, consulté le 5 août 2019, <https://publications.anl.gov/anlpubs/2011/12/71232.pdf>

²⁰⁷ Finster et al. 2011, pp. 60-66

²⁰⁸ Bergström, U., Per, K., and Almén, Y. 2011, International Perspectives on repositories for low-level-waste, SKB, pp. 34-36, consulté le 5 août 2019, <http://www.skb.com/publication/2343713/R-11-16.pdf>

en raison d'inclusions de gaz sous pression et de saumure,²⁰⁹ et le centre de stockage a été construit sur un autre site et mis en service dans les années quatre-vingt-dix. La réversibilité était prévue dès l'origine,²¹⁰ et l'autorisation d'exploitation a été délivrée sous réserve de la récupérabilité des déchets de principe sur plusieurs centaines d'années.²¹¹ Cependant, suite à l'explosion/incendie survenu le 14 février 2014, les incertitudes quant à une possible récupération s'intensifient. Il est extrêmement improbable que l'inventaire des déchets stockés, qui couvre un large spectre, y compris des mélanges de déchets non-recyclables de provenances les plus diverses, soit un jour récupéré.²¹² Après une interruption de la réception de déchets pendant plus de trois ans, le fonctionnement de WIPP a repris au début de l'année 2017.

La sélection d'un site adapté au stockage de combustibles usés et de déchets de haute activité reste un véritable problème pour tous les pays. Il n'y a à ce jour dans le monde aucun centre de stockage pour les déchets de haute activité en service, à l'exception de WIPP. La plupart des projets de stockage définitif ou géologique profond n'en sont qu'au début de la planification. Comme le montre le Tableau 5, l'état d'avancement de ces projets varie considérablement d'un pays à l'autre. Jusqu'ici, trois pays (Finlande, Suède et France) ont de facto déterminé la localisation grâce à des procédures de sélection précoces. Ce groupe de pays est tellement avancé que les autorisations de construction pour les centres de stockage HA ont déjà été accordées ou pourraient l'être dans les dix ans à venir. Toutefois, des interrogations concernant la corrosion des conteneurs de stockage en cuivre qu'il est prévu d'utiliser subsistent,²¹³ ce qui pourrait retarder le processus dans les pays scandinaves.²¹⁴ En France aussi, ce processus progresse moins vite que prévu à l'origine.

²⁰⁹ Mora, C. 1999, Sandia and the Waste Isolation Pilot Plant 1974 – 1999, Sandia National Laboratories Albuquerque SAND99-1482.

²¹⁰ Irby, H.H., and Segura, M. 1980, Retrieval of waste at WIPP, Transactions of the American Nuclear Society 34.

²¹¹ NEA 2011, Reversibility and Retrieval (R&R) for the Deep Disposal of High-Level Radioactive Waste and Spent Fuel, Final Report of the NEA R&R Project (2007-2011), NEA/RWM/R(2011)4, 08.-Dec-2011; CFR 2014, Code of Federal Regulations, 40CFR194 – Criteria for the certification and recertification of the waste isolation pilot plants compliance with the 40CFR191 disposal regulations.

²¹² Buser, M. 2016a, Endlagerung radio- und chemo-toxischer Abfälle im Tiefuntergrund: Wissenschaftlich-technische, planerisch-organisatorische und strukturelle Schwachstellen (Disposal of radio- and chemotoxic waste in deep underground repositories: Scientific-technical, planning-organizational and structural weak points), Eine Beurteilung vier ausgewählter Fallbeispiele, Greenpeace Germany

²¹³ Ottosson, M. et al. 2017, Copper in ultrapure water, a scientific issue under debate, Corrosion Science, 122, pp. 53-60; King, F. 2010, Critical review of the literature on the corrosion of copper by water, in: Technical Report SKB TR-10-69, Svensk kärnbränslehantering AB (Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co), December 2010, consulté le 6 août 2019, http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/42/093/42093282.pdf

²¹⁴ Swahn, J. 2019, Comments on the ongoing licensing review of the repository for used nuclear fuel in Forsmark, mkg, consulté le 6 août 2019, http://mkg.se/uploads/Swahn_MKG_presentation_Stockholm_May_24_2019.pdf

TABLEAU 5: Programmes nationaux de site de stockage pour les déchets de haute activité
– Situation Août 2019

Pays	Type de déchet	Roche hôte	Stade du processus de sélection	Laboratoire de recherche souterrain	Autorisation de construction	Echéance de l'autorisation du dépôt
ALLEMAGNE	CU, HA, TRU	sel, argile, roche cristalline	2017-2031 (estimation)	aucun		2050 (est.)
BELGIQUE	CU, HA, TRU	argile, non consolidé	sélectionné	Hades		pas de prévision
CANADA	CU, HA, TRU	roche cristalline	Différé*	aucun		pas de prévision
CHINE	HA, TRU	argile, roche cristalline	en cours ?	Beishan		pas de prévision
ESPAGNE	CU, HA	sel, argile, roche cristalline	différé	aucun		pas de prévision
ÉTATS-UNIS	TRU	sel	sélectionné (1972-1988)	aucun	Dépôt en service (1998/2000)	
	CU, HA	tuff (autre)	différé	aucun		pas de prévision
FRANCE	HA, TRU	argile, consolidé	sélectionné	Bure, Tournemire	2020 (prev.)	pas de prévision
HONGRIE	CU, TRU	argile	1995-2030 (est.)	Pécs		pas de prévision
JAPON	HA, TRU	roche cristalline, sédiments	2010-2030 (est.)	Honorobe Mizunami, autres		pas de prévision
PAYS-BAS	CU, HA	ouvert	différé	aucun		entreposage >100 ans
RÉPUBLIQUE TCHÈQUE	HA	roche cristalline	1990-2015 (est.)	aucun		2065 (est.)
ROYAUME-UNI	HA, TRU	Non spécifié, différentes poli-	2008	aucun		pas de prévision
SUÈDE	CU (HA)	roche cristalline	sélectionné (années 1980 -2009)	Äspö	en cours (déposé en 2011)	pas de prévision
SUISSE	CU, HA, TRU	argile, consolidé	2008-2030 (est.)	Mont-Terri		2060 (est.)

Est. = estimation, HA = déchets de haute activité, CU = combustible usé, TRU = déchets transuraniens.

Source : Compilation WNWR sur la base des rapports nationaux

Notes : *sur une base volontaire

Un deuxième groupe de pays comme la Suisse²¹⁵ et l'Allemagne,²¹⁶ a lancé les procédures de sélection de site qui devraient aboutir d'ici une bonne dizaine d'années. Dans les autres pays, le degré d'avancement est variable. Le flou des projets est perceptible. Ce sont en particulier les petits pays qui ont du mal à assumer de tels programmes. Il est également difficile d'évaluer la situation et les progrès réalisés en Chine,²¹⁷ et l'on sait peu de choses sur les avancées du programme en Russie et de son concept singulier de stockage en dépôts souterrains dans des roches cristallines en Sibérie. Il est prévu d'y stocker des formes spécifiques de déchets et de colis dans des forages de 75 mètres de long, sans intention de les récupérer.²¹⁸ Enfin, il faut préciser que

²¹⁵ Swiss Federal Office of Energy, Deep Geological Repository sectoral plan (SDGR), consulté le 6 août 2019, https://www.uvek-gis.admin.ch/BFE/storymaps/EA_SachplanGeologischeTiefenlager/?lang=en

²¹⁶ Öko-Institut e.V. 2017, Standortsuche Atommüll-Endlager (Site search for nuclear waste repositories), pp. 13, consulté le 6 août 2019, https://www.oeko.de/uploads/oeko/das_institut/institutsbereiche/nukleartechnik-anlagensicherheit/Lehrerhandreichung.pdf

²¹⁷ Shu, J., Liu, Z., Lin, X., Wang, R. 2016, A Review of the Development of Nuclear Waste Treatment for China's Nuclear Power Industry, International Conference on Sustainable Development (ICSD 2016). Atlantis Press.

²¹⁸ Laverov, N. et al. 2016, The Russian Strategy of Using Crystalline Rocks as a Repository for Nuclear Waste, Elements 12(4) pp. 253-256; NEA 2014, Radioactive Waste Management and Decommissioning in the Russian Federation, consulté le 6 août 2019, https://www.oecd-neo.org/rwm/profiles/Russian_Federation_report_web.pdf

les programmes de centres internationaux de stockage, comme Pangea ou Arius, objets réguliers de débats jusqu'à il y a une dizaine d'années, ne semblent plus être considérés comme réalisables.²¹⁹ Il convient aussi de noter que la Russie a déjà proposé de prendre en charge des déchets de haute activité de pays tiers et a accepté de reprendre des combustibles usés.²²⁰

Comme indiqué précédemment, la planification de projets est en cours. Le concept des projets de site de stockage, basé sur le projet original suédois KBS, s'est quelque peu modifié au fil du temps, comme le montre par exemple le développement du superconteneur belge.²²¹ Cependant, ça n'est que dans le contexte du développement et de la maturité industriels qu'il est possible de déterminer si de telles stratégies pourront à terme être mises en œuvre. Ceci s'applique également à la récupérabilité et à l'ensemble des techniques de reprise des déchets de haute activité qui doivent encore être développées et testées à l'échelle industrielle. Les programmes de recherche, développement et démonstration (RD&D) correspondants doivent être adaptés en conséquence. Enfin, le rôle central de la gestion des processus et de la gouvernance, comme les structures, l'organisations et le contrôle, doit être adapté et développé pour répondre à la nécessité de projets clairs et transparents.

STOCKAGE EN FORAGES PROFONDS

Comme cela a déjà été mentionné, divers nouveaux projets de stockage en forages profonds ont été discutés au cours des dix dernières années. Mais à l'instar du concept en mines, amener ce concept à maturité industrielle requiert des essais de faisabilité in-situ à grande échelle et des installations de démonstration. L'échéance est vraisemblablement de l'ordre des décennies.

De manière générale, la gestion des déchets FMA dans de nombreux pays électronucléaires est une activité de routine, menée dans des conditions contrôlées. Il reste toutefois un certain nombre de problèmes fondamentaux à traiter et à résoudre. Cela concerne par exemple les déchets bitumés, les déchets organiques, et divers déchets issus des secteurs médicaux, industriels ou de la recherche, et les problèmes connexes de traitements et de stockage. À l'heure actuelle, il y a deux principaux concepts de base pour les déchets de haute activité : centres de stockage creusés à 500 ou 1 000 mètres de profondeur et forages profonds. Ils doivent être précisés sur de nombreux points essentiels et leur fonctionnalité doit être testée à l'échelle industrielle et dans des conditions contrôlées. On peut supposer que la preuve de leur faisabilité devrait prendre plusieurs décennies au moins.

Enfin, une observation fondamentale concerne les évolutions sur le plan des concepts, en particulier pour les déchets de haute activité, vers des concepts moins définitifs que ceux basés sur les prévisions d'étude de sûreté.

À l'instar de ce que constatait le concept EKRA il y a vingt ans, les concepts actuels évoluent de plus en plus en direction de programmes de stockage surveillés. Le cadre organisationnel de telles évolutions et la garantie de l'indépendance des organismes de contrôle sont d'une importance capitale pour le développement futur de ces programmes.

²¹⁹ World Information Service on Energy (WISE) 2012, "Multinational approaches", consulté le 6 août 2019, <https://www.wiseinternational.org/nuclear-monitor/746-747-748/multinational-approaches>

²²⁰ Encyclopedia, 2001, Russia Agrees To Take The World's Nuclear Waste, Encyclopedia.com, consulté le 6 août 2019, <https://www.encyclopedia.com/history/energy-government-and-defense-magazines/russia-agrees-take-worlds-nuclear-waste-where-put-it>

²²¹ Lavasseur, S., van Geet, M., Sillen, X. 2018, The Belgian Supercontainer Concept, ONDRAF/NIRAS, consulté le 6 août 2019, <https://igdt.eu/wp-content/uploads/2018/12/2.T2.1155-Levasseur-ONDRAF-Supercontainer-IGDTP.pdf>

5.4 LES STRATÉGIES TEMPORAIRES : ENTREPOSAGE

Depuis des décennies, la mise en œuvre effective de tous les programmes de stockage de déchets nucléaires au monde subit des retards considérables. Cela s'applique en particulier aux programmes de stockage des déchets de haute activité, pour lesquels il n'existe toujours strictement aucun site.

ENTREPOSAGE PROVISOIRE

Avec l'accord des autorités de contrôle nationales, les agences nationales chargées de l'exécution des projets ont par le passé continuellement ajusté les programmes de mise en œuvre, et construit des capacités d'entreposage supplémentaires. Aujourd'hui, l'entreposage temporaire se fait directement au niveau des réacteurs ou dans des installations centralisées d'entreposage dédiées, soit en piscine (sous eau) soit dans des conteneurs spéciaux (à sec). Par ailleurs, à l'instar de la situation de Fukushima, le besoin de travaux de démantèlement et des systèmes d'entreposage temporaire improvisés destinés à recevoir les éléments combustibles ainsi que de l'eau contaminée ou d'autres déchets, doit être pris en compte.²²²

En termes d'évolutions historiques, pour des raisons de sûreté et de sécurité, on a globalement observé un accroissement rapide des efforts vers l'entreposage à sec.

Entreposage en piscine

les réacteurs ont pour point commun les piscines où les combustibles usés sont refroidis après avoir été déchargés du réacteur. L'expérience dans ce domaine est conséquente. L'entreposage sous eau hors des centrales, sur le site des usines de retraitement, est pratiqué en France, au Royaume-Uni et en Russie. La Suède exploite depuis 1985 un site centralisé souterrain d'entreposage sous eau (CLAB). Ces installations sont constituées d'une ou plusieurs piscines qui accueillent sous eau les combustibles usés placés dans des racks ou râteliers d'entreposage. L'eau sert à la fois à l'évacuation de la chaleur et à la protection radiologique. Il faut maintenir la sous-criticité²²³ et sa maîtrise est assurée par la distance entre les combustibles et/ou l'utilisation de matériaux neutrophages. Ces installations nécessitent une alimentation permanente en électricité pour la réception des colis, la décontamination, le déchargement, la maintenance, la recirculation et la purification de l'eau de refroidissement. De plus, l'entreposage en piscine implique la manipulation de déchets nucléaires (provenant de la purification de l'eau), le contrôle chimique et radiologique de l'eau, la détection de fuites, et autres systèmes auxiliaires.²²⁴

Entreposage à sec

les équipements pour l'entreposage à sec peuvent être destinés à un seul usage (comme les casemates et emballages) ou à "double usage" (emballages spéciaux destinés à la fois au transport et à l'entreposage). On utilise aujourd'hui plusieurs types d'emballages à double usage, comme les CASTOR en Allemagne, les colis TN 24 en Belgique et NAC-STC aux États-Unis. Les casemates sont des constructions modulaires en béton armé où les combustibles usés sont placés dans des espaces d'entreposage.²²⁵ Pour l'entreposage, les combustibles doivent être extraits de leur emballage de transport et placés dans un tube ou cylindre en métal qui sera ensuite scellé. D'autres types d'installations en casemates accueillent des conteneurs de combustibles usés déjà scellés. L'entreposage à sec fait appel à différents équipements pour la manutention des conteneurs et/ou des combustibles, ainsi que pour les systèmes actifs de ventilation. Les concepts d'entreposage en casemates sont utilisés au Canada (ANSTOR/MACSTOR), Hongrie (installation MVDS à Paks),

²²² Yamaguchi, A. et al. 2017, Risk assessment strategy for Decommissioning of Fukushima Daiichi Nuclear Power Station, Nuclear Engineering Technology 49(2), pp. 442-449.

²²³ Subcriticality is a state where a chain reaction cannot be set in motion by technical measures.

²²⁴ IAEA 1999, Survey of wet and dry spent fuel storage, IAEA Tecdoc 1100

²²⁵ IAEA 2012, Storage of Spent Nuclear Fuel, No. SSG-15

Royaume-Uni (Wylfa) et aux Pays-Bas (HABOG). Certaines installations d'entreposage à sec utilisent des emballages à usage simple ou double, généralement des systèmes individuels scellés. Ils sont constitués d'une enveloppe métallique contenant des paniers ou bien d'une enveloppe en béton avec un revêtement métallique ou un conteneur intérieur, et sont ensuite fermés par des couvercles soudés ou scellés. Les emballages à "double usage" sont chargés et déchargés sur le site des centrales. Des emballages de transfert peuvent également être utilisés pour l'acheminement vers les sites d'entreposage. On utilise des emballages à double usage métalliques en Suisse (ZWILAG)²²⁶ et en Allemagne (à Gorleben et Ahaus entre autres)²²⁷, tandis que les emballages en béton sont essentiellement utilisés aux États-Unis.

En 2010, des chercheurs de l'AIEA estimaient à 340 000 tML les quantités de combustible usé produites dans le monde, en hausse par rapport à 255 000 tML sept ans plus tôt seulement. Cependant, la capacité mondiale d'entreposage au début de l'année 2002 n'était que de 243 000 tML « avec l'essentiel de la capacité d'entreposage dans les piscines des réacteurs, à hauteur de 163 000 tML »²²⁸. Ils estimaient alors à 445 000 tML les quantités de combustible usé à l'horizon 2020. L'augmentation des quantités de combustible usé entraîne un accroissement permanent des capacités d'entreposage temporaire. En d'autres termes, les stocks continuent à augmenter alors que les échéances de mise œuvre des sites de stockage sont régulièrement repoussées.

L'évolution historique aux États-Unis est symptomatique des problèmes liés à l'entreposage temporaire observés ailleurs. À l'origine, les États-Unis anticipaient un besoin accru de capacités d'entreposage le temps que le dépôt de Yucca Mountain puisse être mis en service. Avec l'échec imminent du projet, lié aux difficultés à démontrer sa sûreté à long terme, la période d'entreposage prévue s'est alors allongée. En 2010, le régulateur a développé une politique visant à s'assurer que le combustible pouvait être entreposé de façon sûre sur une durée prolongée, pouvant atteindre jusqu'à 60 ans après la fin de l'exploitation d'un réacteur. L'objectif de durée de vie des réacteurs, avec les éventuelles prolongations, allant jusqu'à 60 ans, la période d'entreposage s'étendrait alors à plus de 120 ans.²²⁹ Mais, avec l'échec de l'unique option de stockage définitif, les besoins en termes de durée sont totalement ouverts. Il n'y a actuellement ni alternative, ni stratégie visant la sélection d'un site. Au contraire même, l'administration Trump est en faveur de la reprise de la procédure d'autorisation pour Yucca Mountain, sans égard pour la ferme opposition du gouvernement de l'État du Nevada.²³⁰ Dans son rapport publié en 2012, la Blue Ribbon Commission sur l'avenir du nucléaire américain, concluait que les retards enregistrés par le programme pouvaient se compter en « décennies » et entraîner des milliards et des milliards de surcoûts.²³¹

Cette évolution touche l'ensemble des pays électronucléaires. En Suisse, la Commission fédérale de sécurité nucléaire avait demandé, à peu près à la même période (2011), que soit réalisée une compilation de la durée de développement des programmes suisses. Celle-ci confirme pleinement pour la Suisse les conclusions de retards de plusieurs dizaines d'années.²³² L'impact sur l'évolution des coûts se situe aussi dans la sphère des milliards

²²⁶ Zwilag Website, "Casks for highly active waste and spent fuel elements," consulté le 2 août 2019, https://www.zwilag.ch/en/casks-for-highly-active-waste-and-spent-fuel-elements-_content---1--1049.html

²²⁷ Oldiges, O., Boniface, J.M. 2008, TGC36 A Dual Purpose Cask for the Transport and Interim Storage of Compacted Waste (CSD-C) -8349, Waste Management Conference 2008, February 2008, Phoenix, Arizona, consulté le 2 août 2019, <https://pdfs.semanticscholar.org/21f1/76354b78eb9a241eb16072e7652b565ddcb9.pdf>

²²⁸ Fukuda, K. et al. 2010, IAEA Overview of Global Spent Fuel Storage, IAEA-CN-102/60, pp. 4-6, consulté le 2 août 2019, http://www.efn-uk.org/l-street/politics-lib/nuclear-reports/index_files/IAEASpentfuel.pdf

²²⁹ D'après le 2014 Act 10 Continued Storage of Spent Nuclear Fuel CFR 51.23.

²³⁰ World Nuclear News 2019, "US budget request supports Yucca Mountain", 12 March, consulté le 29 mai 2019, <http://world-nuclear-news.org/Articles/US-budget-request-supports-Yucca-Mountain>

²³¹ Blue Ribbon Commission 2012, Report to the Secretary of Energy, January 2012, consulté le 2 août 2019, pp. 48, https://www.energy.gov/sites/prod/files/2013/04/f0/brc_finalreport_jan2012.pdf

²³² Institute for Sustainable Waste Management 2011, Erfahrungswerte bei der Planung und Umsetzung des Sachplans und des Realisierungsplans geologische Tiefenlager und Planungsgrundlagen für das weitere Vorgehen (Experience in the planning and implementation of the Sectoral Plan and the implementation plan for deep geological repositories and planning bases for further action), consulté le 29 mai 2019, https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/kernenergie/Schweizer_Endlager/Entsorgungsprogramm/File_F.pdf

à deux chiffres.²³³ Aujourd'hui la plupart des pays tablent sur des durées de mise en œuvre des programmes de stockage de quatre à six décennies au minimum. En Finlande, en Suède et en France, les échéances de mise en œuvre devraient être plus courtes, les sites ayant déjà été sélectionnés. Cependant, même dans ces pays, ni les calendriers, ni les coûts réels ne sont gravés dans le marbre. Par conséquent, l'entreposage temporaire de combustibles usés et de déchets HA est voué à se prolonger de plusieurs décennies à plus d'un siècle, voire d'avantage.

ENTREPOSAGE DE LONGUE DURÉE

Cette approche adoptée à travers le monde va se traduire par la construction de capacités d'entreposage temporaire supplémentaires et des perspectives de fonctionnement sur de longues périodes (de plusieurs décennies à un siècle, voire plus). Cette discussion avait déjà eu lieu dans les années quatre-vingt et quatre-vingt-dix, en particulier aux États-Unis, en lien avec le NMRS (Negotiated Monitored Retrievable Storage – Entreposage négocié, surveillé, récupérable) ou le concept AFR (“Away From Reactor” ou “Loin des réacteurs”)²³⁴ et en Grande-Bretagne avec l'entreposage prolongé sur des périodes de 100 à 300 ans.²³⁵ La stratégie d'entreposage “Away From Reactor” a également été de nouveau évoquée en 2012 par la Blue Ribbon Commission aux États-Unis.²³⁶ L'intégrité et la récupérabilité des combustibles usés (et des déchets HA) sur des périodes d'entreposage aussi longues est un défi croissant, tout comme la surveillance et la maintenance. L'objectif est de garder ouvertes toutes les options pour les futures filières de gestion des déchets, et les besoins associés, comme le transport, le conditionnement et l'emballage. Par conséquent, il y a un fort besoin de recherches sur le comportement à long terme des combustibles ou les mécanismes de dégradation par exemple, et autres lacunes dans les connaissances existantes.

Le sous-comité international du programme sur l'entreposage de longue durée (ESCP – Extended Storage Collaboration Program) de l'EPRI (Electric Power Research Institute) identifie dans un rapport des lacunes de données techniques concernant les installations d'entreposage à sec, en particulier la dégradation des gaines et des conteneurs soudés.²³⁷ Le rapport EPRI montre également que les pays rencontrent des problèmes spécifiques à leur système d'entreposage à sec respectif et au contexte général. Les autres problématiques concernant la gestion sur le long terme du combustible usé concernent l'accès aux données et à la documentation, la manutention des combustibles usés endommagés, et l'influence du taux de combustion et du type de combustible (uranium ou MOX). Il faut apporter des solutions à des questions telles que : quelles exigences de sûreté sont nécessaires pour l'entreposage de longue durée ? Pendant combien de temps les déchets de haute activité peuvent-ils être gérés en toute sûreté ? Quels types d'infrastructure (y compris cellules chaudes) sont nécessaires à long terme ? Comment et pendant combien de temps l'expertise peut-elle ou doit-elle être conservée ?

PRINCIPAUX ENJEUX DE L'ENTREPOSAGE DE LONGUE DURÉE

L'accroissement des inventaires et l'augmentation des risques font pression sur les gouvernements des pays électronucléaires pour mieux gérer la soudure entre l'entreposage et la réalisation de sites de stockage souterrains, ou autres solutions équivalentes.²³⁸ Un certain nombre de questions fondamentales concernant

²³³ Buser, M. 2016b “Kosten nukleare Entsorgung Schweiz: eine erste Evaluation des Systems der Kostenberechnung,” (Costs of Nuclear Waste for Switzerland: A primary evaluation of the system of calculating costs) Report for Greenpeace Switzerland, January 2016, consulté le 2 août 2019, http://m.greenpeace.org/switzerland/Global/switzerland/publications/ce_various/2016/Buser_Sammelmappe.pdf

²³⁴ Shrader-Frechette, K. 1993, *Burying Uncertainty, Risk and the Case Against Geological Disposal of Nuclear Waste*, University of California Press, pp. 218.ff.

²³⁵ Nirex Ltd. 2004, *Literature Review of Approaches to Long-Term Storage of Radioactive Waste and Materials*, Nirex Report N/107, July 2004

²³⁶ Blue Ribbon Commission 2012, *Report to the Secretary of Energy*, January 2012

²³⁷ Electric Power Research Institute 2012, “International Perspectives on Technical Data Gaps Associated With Extended Storage and Transportation of Used Nuclear Fuel” International Subcommittee Report, Extended Storage Collaboration Program

²³⁸ Buser, M. 2019, *Wohin mit dem Atommüll? (Where to put the nuclear waste?)*, Rotpunkt, pp. 204-206.

la gestion de l'entreposage doivent être traitées. Il s'agit par exemple d'une analyse de sûreté globale des politiques mondiales relatives à l'entreposage sous eau en piscine comme à sec, en casemates ou autres, ainsi qu'une analyse de risque globale de la multiplication dans le monde des installations d'entreposage temporaire ou couvrant des durées excédant 100 ans. Dans le cas de l'entreposage en piscine, il faut traiter le problème de la sous-criticité sur des durée d'entreposage aussi longues, ainsi que tout un ensemble de mécanismes de vieillissement et de dégradation des combustibles usés entreposés (qui valent aussi pour l'entreposage à sec en conteneurs). Au regard des longues durée d'entreposage, une attention particulière doit être apportée aux facteurs socio-politiques et économiques qui pourraient accroître « le risque que la maintenance et la sécurité requises au niveau des sites » ne soient pas maintenues jusqu'à la reprise des déchets.²³⁹

Enfin, il faut aborder la question de l'entreposage de longue durée pour les déchets de faible et moyenne activité (FMA). Bien qu'il y ait moins de problèmes de sûreté au cours de l'entreposage des déchets FMA, certaines catégories de déchets présentent tout de même des difficultés particulières, tant en termes de manutention que de risques associés dans des installations fermées. Selon les exigences de l'AIEA, « dans les conditions d'entreposage à long terme en attente de stockage, le colis doit pouvoir conserver ses caractéristiques dans deux environnements complètement différents » ; si cela ne peut être garanti, des problèmes supplémentaires peuvent survenir, par exemple quand l'exploitant du site de stockage définitif refuse de recevoir des déchets qui ne répondraient pas aux spécifications d'acceptation des déchets « telles que définies par les conditions de l'autorisation de l'exploitant ».²⁴⁰ Ainsi, les autorités de sûreté comme l'ASN ont récemment recommandé que l'exploitant du site de stockage étudie ces questions afin d'y apporter une solution.²⁴¹

5.5 RÉSUMÉ

Les concepts de gestion des déchets nucléaires ont évolué lentement au cours des dernières décennies. Au début de la production d'électricité d'origine nucléaire, les gouvernements ont d'abord pratiqué la stratégie de la dilution et du déversement des matières radioactives dans l'environnement. Ces pratiques ont été progressivement repensées pour s'orienter vers le confinement des déchets et la recherche de sites adaptés, en surface ou dans les formations géologiques appropriées dans la croûte continentale. Toutefois, les projets mis en œuvre depuis les années soixante n'ont pu répondre que dans une faible mesure, dans le meilleur des cas, aux attentes élevées en matière de sûreté.

Plus de 70 ans après l'entrée dans l'âge nucléaire, il n'y a nulle part au monde de site de stockage géologique en profondeur en service destiné aux combustibles usés. La Finlande est le seul pays où un site de stockage définitif destiné à ce type de déchets les plus dangereux est en cours de construction. Outre la Finlande, seules la Suède et la France ont de facto déterminé le lieu d'implantation d'un site de stockage des déchets de haute activité. Les États-Unis exploitent le WIPP (Waste Isolation Pilot Project), mais ce site est uniquement destiné aux déchets transuraniens à vie longue provenant du programme nucléaire militaire, et non aux combustibles usés provenant des réacteurs commerciaux.

En dépit des multiples exemples de procédures de sélection ratées ou d'abandons de sites, la gouvernance nationale et internationale actuelles affichent une préférence pour le stockage géologique. Ceci requiert des conditions claires et ambitieuses pour la sélection du site, la prospection et le processus d'autorisation. Il n'y a cependant toujours pas de garantie quant à la faisabilité d'un stockage définitif géologique profond. C'est pourquoi les processus de sélection de tels sites doivent être mis en œuvre avec des précautions extrêmes reposant sur la faisabilité industrielle, et s'accompagner d'un contrôle adéquat. Certains scientifiques considèrent que l'entreposage de longue durée, surveillé, dans un environnement protégé, est plus responsable,

²³⁹ Holt, M. 2009, pp. 23

²⁴⁰ IAEA 1998, Interim Storage of Radioactive Waste Packages, Technical Report Series N° 390, International Atomic Energy Agency, pp. 11-13, consulté le 24 août 2019, https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TRS390_scr.pdf

²⁴¹ Autorité de sûreté nucléaire et DGEC, 2017, French National Plan for the Management of Radioactive Materials and Wastes 2016-2018, 30 December, consulté le 2 août 2019, <http://www.french-nuclear-safety.fr/Information/Publications/Others-ASN-reports/French-National-Plan-for-the-Management-of-Radioactive-Materials-and-Waste-for-2016-2018>

plus rapide à réaliser, et devrait donc être mis en œuvre. D'une manière générale, il y a un fort consensus pour dire que l'état actuel de la recherche et du débat scientifique, ainsi que les échanges avec les politiques et les citoyens impliqués, ne sont pas à la hauteur des enjeux.

Le conditionnement, le transport, l'entreposage et le stockage des déchets nucléaires sont des enjeux toujours plus importants dans tous les pays nucléaires. Les évolutions mettent en évidence la pression qui s'exerce sur les gouvernements et les autorités pour l'amélioration de la gestion des programmes d'entreposage et de stockage. En conséquence, il faut que s'appliquent à la gouvernance des programmes des normes portant sur la qualité de la planification, l'assurance qualité, la participation des citoyens et la culture de sûreté.

L'entreposage des combustibles usés et des déchets de haute activité va se poursuivre encore pendant un siècle ou plus. Alors que les sites de stockage en formations géologiques profondes ne seront pas disponibles dans les prochaines décennies, les risques se reportent de plus en plus sur l'entreposage. Les pratiques actuelles en matière d'entreposage des combustibles usés et autres formes de déchets de moyenne et haute activité facilement dispersables, n'ont pas été conçues pour le long terme. Elles représentent par conséquent un risque croissant et particulièrement élevé, alors que d'autres options sont disponibles (solidification, entreposage à sec) dans des installations robustes. L'entreposage prolongé des déchets nucléaires accroît les risques aujourd'hui, coûte des milliards supplémentaires, et reporte la charge sur les générations futures.



6 COÛTS ET FINANCEMENT

Tous les pays européens sont signataires de la Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs de l'AIEA, le premier instrument juridique à traiter de la sûreté de la gestion du combustible usé et des déchets radioactifs à l'échelle mondiale.²⁴² Dans ce cadre, ils doivent garantir des ressources financières adéquates pour le déclasserement (article 26), la gestion du combustible usé et des déchets (article 22) et s'engager à « éviter d'imposer des contraintes excessives aux générations futures » (article 4). Cependant, les pays ne distinguent pas clairement ces opérations dans leur politique de gestion des déchets et ne définissent pas exactement ce qui entre dans le cadre du démantèlement. Les interdépendances techniques et organisationnelles entre le démantèlement, l'entreposage et le stockage sont fortes.

Il est de ce fait difficile de comparer les coûts de la gestion des déchets entre les différents pays. Par exemple, aux États-Unis la gestion des déchets de faible activité est comprise dans le démantèlement, et doit être financée sur les budgets démantèlement.²⁴³ En Allemagne, à l'inverse, les électriciens ne sont responsables que du financement du conditionnement des déchets via leurs fonds de démantèlement, alors que l'entreposage et le stockage sont financés par un fonds public distinct.

6.1 NATURE DES SYSTÈMES DE FINANCEMENT DU DÉMANTÈLEMENT, DE L'ENTREPOSAGE ET DU STOCKAGE

RESPONSABILITÉ DE BASE POUR LE DÉMANTÈLEMENT ET LA GESTION DES DÉCHETS

Les propriétaires de réacteurs, ou les titulaires d'autorisation, sont généralement responsables du traitement, du conditionnement, de l'entreposage et à terme du stockage des déchets produits lors du fonctionnement comme du démantèlement de leurs réacteurs, ainsi que de la gestion à long terme du combustible usé. Ces obligations et responsabilités s'exercent dès la mise en service. Afin « d'éviter d'imposer des contraintes excessives aux générations futures » (article 4 de la Convention commune), un concept communément admis, observé dans la quasi-totalité des pays, est le principe « pollueur-payeur », en vertu duquel l'exploitant est responsable du coût de ces activités.

Dans certains pays, des subventions ou aides supplémentaires permettent de limiter la responsabilité du pollueur, celle-ci étant même parfois transférée dans le giron public, l'argent des contribuables servant alors à en assumer les coûts.²⁴⁴ En raison des forts besoins en capitaux, de la nature de long terme, et des risques sanitaires et de sûreté, le démantèlement des réacteurs et, surtout, la gestion des déchets radioactifs, sont fortement réglementés. L'autorité de contrôle est dans certains cas un organisme spécifique, et parfois directement un établissement public (comme un ministère). Mais tôt ou tard, les États finissent souvent par se trouver directement impliqués, y compris financièrement. Ceci est particulièrement vrai pour la gestion des déchets ; dans la plupart des cas le principe pollueur-payeur s'applique uniquement au démantèlement et à la déconstruction des réacteurs. Pour l'entreposage de longue durée des déchets nucléaires, divers modèles organisationnels se sont développés dans lesquels ce sont les autorités – et non l'exploitant de l'installation nucléaire – qui assument à des degrés divers la responsabilité technique et financière des enjeux de très long terme de la gestion des déchets (comme c'est le cas aux États-Unis, en Allemagne et en France).

²⁴² IAEA 2001

²⁴³ Album, K., Braend T., and Randen Johnson A. 2017, “How to pay? Financing decommissioning of nuclear power plants”, Naturvernforbundet (Friends of the Earth Norway)

²⁴⁴ IAEA 2015, Policy and Strategies for Environmental Remediation

Dans de nombreux pays, le principe pollueur-payeur est inscrit dans la loi, mais n'est pas appliqué strictement. À l'inverse, les coûts et risques à long terme sont socialisés et transmis aux générations futures ; les opérateurs peuvent n'être tenus qu'à participer financièrement aux coûts de long terme.²⁴⁵ Même dans les pays où le principe pollueur-payeur est une obligation légale, l'exploitant d'un réacteur nucléaire ne sera pas tenu financièrement responsable dans le cas de problèmes intervenant au cours de l'entreposage de longue durée des déchets. Et pourtant, des coûts élevés peuvent encore survenir après la fermeture d'un site de stockage. Par exemple à Asse II, en Allemagne, des déchets de faible et moyenne activité doivent être repris d'une mine de sel désaffectée, pour un coût estimé entre 4 et 6 Md € (4,5–6,6 MdUS\$) supporté par le contribuable, alors que les contributions pour le stockage des déchets collectées pendant la période d'exploitation de la mine ne s'élèvent qu'à 8,25 millions d'€ (9,3 millions de US\$).²⁴⁶

VUE D'ENSEMBLE ET NATURE DES FONDS

La gestion et le contrôle des fonds de tout système de financement est un élément fondamental, qu'ils soient gérés en interne ou en externe. Le financement du démantèlement et de la gestion des déchets peut se faire de différentes manières :²⁴⁷

- Fonds externe séparé²⁴⁸ : les exploitants versent leurs obligations financières dans un fonds externe. Dans ce cas la gestion en est assurée par des entités indépendantes, privées ou publiques. Il peut y avoir un seul fonds pour l'ensemble de l'industrie ou un fonds par exploitant. Un fonds externe peut exister avec ou sans transfert des responsabilités, et avec ou sans garantie en cas d'insuffisance des fonds.
- Fonds interne non-séparé : l'exploitant alimente un fonds qu'il administre lui-même et en gère les ressources financières, qui sont inscrites comme actifs.
- Fonds interne séparé : l'exploitant a l'obligation de créer et de gérer un fonds de façon autonome. Les actifs doivent être séparés du reste du bilan et ne peuvent être utilisés que pour le démantèlement et la gestion des déchets.
- Financement public : les autorités gouvernementales assument la responsabilité financière, y compris l'accumulation des ressources financières (par le biais de taxes et de prélèvements par exemple). Cette option s'applique typiquement aux cas de parcs nucléaires "anciens" ("legacy fleets"), ou de sites "orphelins" (sites dont l'exploitant a fait faillite ou n'existe tout simplement plus, comme c'est le cas pour les réacteurs de l'ex-Allemagne de l'Est).

La séparation des fonds n'en garantit toutefois pas une utilisation correcte. Les fonds peuvent être affectés, afin que l'organisme responsable ne soit pas totalement libre de l'utilisation des sommes accumulées. Dans certains cas, des exigences plus contraignantes que les règles comptables ou la législation sur la fiscalité sont appliquées, et des restrictions sont imposées en ce qui concerne le mode de constitution, de gestion,

²⁴⁵ Von Hirschhausen, C. 2017, "Nuclear Power in the 21st Century – An Assessment (Part I)", DIW Berlin.

²⁴⁶ Kirbach, R. 2009, "Das Lügengrab," (The grave of lies) Die Zeit, 10 Septembre, consulté le 14 juillet 2019, <http://www.zeit.de/2009/38/DOS-Asse/komplettansicht>

²⁴⁷ Wealer, B., von Hirschhausen, C., and Seidel, J.P. 2019, "Decommissioning of Nuclear Power Plants and Storage of Nuclear Waste: Experiences from Germany, France, and the UK", in R Haas et al The Technological and Economic Future of Nuclear Power, Springer VS, Wiesbaden, pp. 261-286.

²⁴⁸ Les quatre types de financement présentés ici correspondent aux expressions anglaises Internal segregated fund, Internal non-segregated fund, Internal segregated fund et Public budget ; Ringfenced a été traduit par cantonné. Bien qu'ils recouvrent des pratiques différentes selon les pays, les termes levy et fee ont été traduits par prélèvement et redevance ou contribution. (NdT)

des fonds.²⁴⁹ Une restriction peut s'appliquer à l'utilisation des fonds afin que les actifs dédiés et d'investissement ne puissent être utilisés que pour le démantèlement ou la gestion des déchets. La séparation externe des fonds n'implique pas automatiquement que les fonds sont affectés et dédiés. En Italie, par exemple, le fonds externe séparé CCSE (La Cassa congruaglio per il settore elettrico) couvre l'ensemble des coûts de démantèlement de Sogin, l'entreprise publique chargée du démantèlement et de la gestion des déchets. Mais les fonds ont en partie été utilisés à des fins d'intérêt public autres que le démantèlement, l'État étant libre de l'usage qu'il fait de cet argent.²⁵⁰

Il y a des arguments en faveur de la gestion externe des fonds : niveau de transparence supérieur, protection contre le manque de ressources financières en cas de faillite des exploitants, renforcement de la confiance du public. Au-delà du coût élevé pour les contribuables, des problèmes liés à la politique de concurrence de l'Union Européenne peuvent se poser, dans la mesure où le soutien financier apporté aux exploitants par leur gouvernement respectif pourrait être considéré comme une aide d'État.²⁵¹

ACCUMULATION DES FONDS

Une fois les coûts estimés (voir [section 6.2](#)), les fonds nécessaires doivent être accumulés. Le facteur temps est un élément crucial dans ce domaine, les ressources financières devant être disponibles en temps utile. Le schéma général est la constitution du fonds sur l'ensemble de la durée de vie prévue d'un réacteur ou d'une installation nucléaire. Cependant, il arrive que la durée d'exploitation soit écourtée (25 ans par exemple en Allemagne). Un nombre croissant de réacteurs sont fermés avant d'atteindre la fin de leur autorisation, comme c'est par exemple le cas aux États-Unis, où de nombreux réacteurs ont ou vont fermer de façon anticipée, dans un contexte de dégradation des conditions économiques. Dans de rares cas, les fonds pour le démantèlement et la décontamination des réacteurs nucléaires doivent être entièrement collectés à la mise en service.

Les fonds peuvent être alimentés par le biais de redevances, prélèvements sur la vente d'électricité, "en interne" par les exploitants qui provisionnent des fonds sur les produits de la vente d'électricité, ou le revenu du placement de ces fonds. Dans la mesure où la majeure partie des coûts n'interviendra que dans le futur, il est fondamental de déterminer si les fonds ou les futures provisions sont établis sur la base de coûts actualisés ou non.²⁵² Quand les coûts ne sont pas actualisés, l'exploitant doit mettre en réserve la totalité du montant estimé. Peu de fonds nucléaires sont basés sur des coûts non actualisés. À l'inverse, quand les coûts sont actualisés, les fonds ont vocation à croître avec le temps. Les provisions sont alors déterminées en utilisant le taux d'inflation jusqu'à la date d'exigibilité, puis actualisées avec des taux d'intérêt supposés représenter le taux de retour attendu. Les taux d'actualisations utilisés sont très variables : 5,5 % en Allemagne, contre 1,5 % en Espagne par exemple. Il n'est pas toujours prévu de taux d'indexation : en France par exemple, on prévoit que la hausse des charges de démantèlement et de gestion des déchets suivra l'inflation, alors qu'en Allemagne un "taux d'inflation spécial nucléaire" de 1,97 % est appliqué en sus du taux d'inflation. L'utilisation du seul taux d'inflation peut éventuellement conduire à une sous-estimation des coûts et par conséquent du niveau de financements.

En fonction de la nature des fonds, le placement peut représenter une source majeure d'accumulation des ressources. Dans ce cas, un conflit d'intérêt peut survenir entre l'exploitant et le régulateur concernant l'orientation de placement, le premier favorisant généralement une stratégie reposant sur des investissements

²⁴⁹ Irrek et al. 2007, "Comparison among different decommissioning funds methodologies for nuclear installations," Final Report on behalf of the European Commission Directorate-General Energy and Transport, consulté le 1er juillet 2019, https://epub.wupperinst.org/frontdoor/deliver/index/docId/2609/file/2609_EUDecommFunds_FinalReport.pdf

²⁵⁰ Irrek et al. 2007, "Comparison among different decommissioning funds methodologies for nuclear installations - Final Country Report (WP 1/ WP 3) Italy", Wuppertal Institute

²⁵¹ Neri, E., French, A., Urso, M.E., Deffrennes, M., Rothwell, G., Rehak, I., Weber, I., Carroll, S. and Daniska, V. 2016, Costs of Decommissioning Nuclear Power Plants (No. NEA-7201). Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD).

²⁵² Une provision est un compte dans le bilan d'un exploitant, mais il ne représente que le passif ; ceci ne veut pas dire que ces fonds sont investis pour financer le démantèlement ou la gestion des déchets.

plus risqués avec des taux d'intérêt plus élevés, quand le second préférera idéalement une stratégie de placement plus sûre, en acceptant des taux d'intérêt plus faibles. En Suède, par exemple, suite à la crise financière de 2008, le rendement des obligations à long terme s'est avéré inférieur aux prévisions, et la peur croissante d'un sous-financement a entraîné une modification de l'orientation de placement. Depuis 2017, les fonds peuvent être investis dans des placements moins sûrs que les obligations d'État. De petites variations dans les hypothèses de taux ont des effets tangibles sur la valeur actuelle des ressources financières et donc sur le montant des fonds à mettre en réserve, en particulier quand le taux de rendement (taux d'actualisation) est sujet à la surestimation et le taux d'indexation des coûts à la sous-estimation.

L'accumulation dépend aussi du périmètre du fonds. Une des options est la couverture intégrée des besoins de financement pour le démantèlement et la gestion des déchets dans un seul fonds. En Suède, les électriciens versent une contribution sur le prix de l'électricité dans un fonds intégré pour le démantèlement et la gestion des déchets. Dans d'autres pays, différents modes d'accumulation coexistent pour chacune des activités, comme aux États-Unis où les exploitants doivent mettre en réserve les ressources pour le démantèlement et s'acquitter d'une contribution sur la vente d'électricité destinée à la gestion des déchets nucléaires (même si l'alimentation de ce fonds est actuellement à l'arrêt). En Italie, les exploitants ont contribué à un fonds, mais depuis la fermeture de toutes les centrales nucléaires résultant d'un référendum, les coûts du démantèlement et de gestion des déchets sont financés par une taxe sur la vente d'électricité.

6.2 ESTIMATIONS DES COÛTS ET EXPÉRIENCE(S)

MÉTHODOLOGIES D'ESTIMATION DES COÛTS

Pour pouvoir accumuler des fonds, il faut estimer les coûts. C'est un aspect crucial du financement, surtout dans le cas de projets inédits, comme le stockage géologique profond des déchets de haute activité. Différentes méthodologies d'estimation des coûts sont possibles²⁵³ :

- L'« estimation de l'ordre de grandeur » est un calcul brut, dépourvu de données techniques détaillées (par exemple, en considérant comme acquises les données relatives aux coûts issues de la littérature internationale et en ne les adaptant alors que légèrement à la situation du pays, en ajustant à la baisse ou à la hausse certains facteurs ou ratios approximatifs).
- L'« estimation budgétaire », s'appuie sur l'utilisation de schémas de production et de détails concernant la configuration de l'installation et de ses équipements, où la portée du projet est définie, mais pas de façon détaillée (par exemple modélisation basée sur un cas de référence ou modélisation différenciée pour chaque installation).
- Dans « l'estimation définitive », le projet a été préparé de manière approfondie et son périmètre et sa portée sont bien définis.

En pratique, la plupart des estimations de coûts sont des « estimations budgétaires » fondées sur des extrapolations d'études et estimations des années soixante-dix et quatre-vingt. En France par exemple, jusqu'en 2013, les estimations de coûts futurs de démantèlement s'appuyaient sur une étude de 1991 du Ministère du Commerce et de l'Industrie, qui elle-même confirmait les hypothèses définies en 1979 par la commission PEON (commission pour la Production d'Électricité d'Origine Nucléaire). EDF a par la suite confirmé ces estimations dans une étude de référence pour le démantèlement de la centrale de Dampierre (4 tranches de 900 MW). Entre 2014 et 2015, un audit sur l'évaluation des coûts de démantèlement du parc en exploitation d'EDF a été réalisé à la demande de la Direction Générale de l'Énergie et du Climat, a permis de formuler un certain nombre de recommandations à l'intention d'EDF. Celles-ci n'ont toutefois entraîné que des changements limités du point de vue de l'évaluation des charges et provisions associées, même si les estimations doivent

²⁵³ Irrek et al. 2007

désormais faire l'objet d'une révision annuelle.²⁵⁴ Dans un rapport récent, l'Assemblée Nationale estimait qu'EDF faisait preuve d'un « optimisme excessif »,²⁵⁵ avant de conclure que le démantèlement prendrait plus de temps que prévu pour un coût supérieur aux évaluations d'EDF.

Aux États-Unis, en 2016, les conclusions d'un audit du Bureau de l'Inspecteur général, notaient que les estimations de coûts devaient s'appuyer sur les meilleures connaissances disponibles issues de la recherche et du retour d'expérience. Cependant la méthodologie de calcul de la NRC (Nuclear Regulatory Commission) pour l'évaluation des coûts de démantèlement s'appuie sur des études réalisées entre 1978 et 1980. L'audit recommandait en outre la réévaluation de la méthodologie de calcul, avec pour objectif de déterminer si une évaluation des coûts par site s'avérerait plus performante. Au cours de cet audit, un exploitant indiquait notamment que la fourchette basse de la formule de la NRC estimait les coûts de démantèlement à 600 millions de US\$, alors que selon l'évaluation spécifique au site réalisée par l'exploitant ils avoisinaient les 2,2 MdUS\$.²⁵⁶

En Allemagne, l'évaluation des coûts du démantèlement et de la gestion à long terme des déchets est basée sur des avis d'experts. C'est la société privée NIS (Siempelkamp) qui modélise pour le compte des exploitants les coûts de démantèlement des deux types de réacteurs à eau légère, en fonction de la stratégie et des réacteurs concernés. C'est GNS, société privée détenue par les compagnies d'électricité, qui a évalué pour le compte des exploitants, les charges pour la gestion des déchets sur la base des calendriers et des estimations de coût des installations de stockage définitif produits par l'Office fédéral pour la protection contre les radiations (BfS, aujourd'hui BfE). Les évaluations de coût réalisées par les sociétés privées pour le compte des compagnies d'électricité ne sont pas publiques.²⁵⁷

COÛTS DE DÉMANTÈLEMENT

À ce jour, seuls quelques réacteurs ont été démantelés, alors que des centaines de réacteurs vont être déclassés au cours des dix prochaines années. Début 2018, 154 tranches étaient en attente ou à différentes étapes du démantèlement, alors que seuls 19 réacteurs (environ 6 GW) avaient été complètement démantelés (voir [Tableau 1](#))²⁵⁸ Ce maigre bilan et le manque d'expérience spécifique à chaque pays ont pour conséquence une généralisation de la sous-évaluation des coûts de démantèlement. Les réacteurs ont été construits dans la perspective de leur fonctionnement et, jusqu'à présent, la plupart des réacteurs en cours de démantèlement, ou arrivant à cette phase, ont été construits à une époque où l'idée du démantèlement n'était pas encore complètement conceptualisée. De fait, les pays sont contraints d'aborder le démantèlement par des méthodes essai-erreur.

Le manque d'expérience spécifique à chaque pays a pour conséquence une généralisation de la sous-évaluation des coûts de démantèlement. Les réacteurs ont été construits dans la perspective de leur fonctionnement à une époque où l'idée du démantèlement n'était pas encore complètement conceptualisée. De fait, les pays abordent le démantèlement par des méthodes essai-erreur.

²⁵⁴ Electricité de France (EDF) 2019, "Comptes consolidés au 31 Décembre 2018 "

²⁵⁵ Commission du développement durable et de l'aménagement du territoire, 2017, Rapport d'Information déposé en application de l'article 145 du règlement par la mission d'Information relative à la faisabilité technique et financière du démantèlement des installations nucléaires de base, 1 février, N°4428

²⁵⁶ US Office of the Inspector General 2016, Audit of NRC's Decommissioning Funds Program, US Nuclear Regulatory Commission, Defense Nuclear Facilities Safety Board.

²⁵⁷ Irrek, W., and Vorfeld, M. 2015, "Liquidity and valuation of assets in unrestricted funds from provisions set up for nuclear de commissioning, dismantling and disposal — Brief study", Alliance 90/The Greens parliamentary group in the German Bundestag.

²⁵⁸ Schneider et al. 2018

Afin de faciliter la comparaison entre les différents pays, l'Agence de l'Énergie Atomique (AEN) a développé une structure internationale pour l'estimation des coûts de démantèlement (ISCD) qui recommande de décomposer les coûts en onze catégories distinctes, mais la plupart des méthodes d'évaluation n'utilisent pas de cette classification. L'évaluation des coûts dépend fortement du type de réacteur et de la stratégie de démantèlement adoptée. Par exemple, pour certains réacteurs aux États-Unis, les grands composants comme la cuve du réacteur ou les générateurs de vapeur ont été retirés et évacués en un seul morceau, ce qui réduit les coûts de façon importante. En Allemagne, par contre, la loi impose le démontage sur place des grands composants. C'est généralement aux propriétaires ou titulaires d'autorisations qu'incombe la responsabilité de développer les évaluations de coûts de démantèlement qu'ils soumettent périodiquement aux autorités compétentes pour examen ou accord (par exemple tous les trois ans en Finlande, tous les cinq ans en Suisse).

Alors que seuls trois pays ont mené des projets jusqu'au démantèlement complet, les données sur les coûts réels du démantèlement sont rares. Aux États-Unis, où l'expérience en termes de démantèlement complet est la plus importante (13 sur les 34 réacteurs fermés à la mi-2018), les coûts révèlent un écart important, allant de 280 US\$/kW à 1 500 US\$/kW.²⁵⁹ En Allemagne, seuls deux réacteurs ont été totalement démantelés : Gundremmingen-A, dont le démantèlement a duré 23 ans pour un coût de l'ordre de 2,2 Md€ (2,5 MdUS\$) – soit 9 300 €/kW (10 500 US\$/kW) – selon les dernières estimations en 2013. À Würgassen, le coût du démantèlement était de l'ordre de 1,1 Md€ (1,2 MdUS\$), soit 1 700 €/kW (1 900 US\$/kW).²⁶⁰ Tous les projets de démantèlement allemands se sont heurtés à des hausses de coûts pouvant atteindre 6 % par an, largement supérieures aux taux d'inflation courants et au taux d'inflation spécifique au nucléaire envisagé. Malgré ces hausses, les évaluations de coûts pour les démantèlements à venir (hors emballages, transport, etc.) de l'ordre de 19,7 Md€²⁶¹ (22,2 MdUS\$), soit 830 €/kW (940 US\$/kW), s'appuient toujours sur les modèles non-publics mentionnés ci-dessus.

En République tchèque, l'estimation des coûts de démantèlement des six réacteurs VVER se situe entre 412 et 532 US\$/kW (soit environ 1,8 MdUS\$). Aucun réacteur VVER au monde, une filière qui couvre différents modèles de réacteurs à eau pressurisée développée à l'origine en Union Soviétique, n'a encore jamais été démantelé. Le projet le plus avancé est celui de la centrale de Greifswald, en Allemagne, où les dernières estimations de coûts pour ses cinq réacteurs ainsi que celui de Rheinsberg (plus petit), se situent également aux alentours de 6,5 Md€ (7,3 MdUS\$) ou 3 090 €/kW (3 490 US\$/kW), soit environ huit fois plus par kW que les estimations pour le même type de réacteurs en République tchèque.

En France et au Royaume-Uni, pas un seul réacteur n'a été totalement démantelé. En 2018, EDF évaluait le coût du démantèlement de l'ensemble de son parc nucléaire à environ 31,7 Md€ (35,8 MdUS\$). Pour les 58 réacteurs en exploitation, le montant est de l'ordre de 25 Md€ (28 MdUS\$), soit environ 400 €/kW (450 US\$/kW).²⁶² Ces chiffres sont très faibles au regard des normes internationales. Le coût total pour le parc de première génération déjà arrêté, composé de 6 réacteurs UNGG (Uranium naturel graphite gaz), un REP, un réacteur à eau lourde refroidi au gaz (EL-4) et le surgénérateur de Superphénix, n'a cessé d'augmenter, et a doublé depuis 2001, date à laquelle il était estimé à 3,3 Md€ (soit à l'époque 3,1 MdUS\$).²⁶³ Dans le cadre d'une mission d'information récente, l'Assemblée Nationale concluait ne pouvoir partager la vision extrêmement optimiste d'EDF sur le démantèlement et s'attendre à un processus beaucoup plus difficile tant sur le plan financier que sur le plan technique. Au Royaume-Uni, l'estimation de coûts de la NDA (Nuclear Decommissioning Authority) pour les seuls Magnox (26 réacteurs), s'élève à 15,3 Md de livres (19,4 MdUS\$) soit 3 500 £/kW (3 950 US\$/kW).²⁶⁴ En 2018, EDF Energy estimait les coûts de démantèlement de son parc – 14 GCR et 1 REP –

²⁵⁹ Ibid.

²⁶⁰ Wealer, B., et al. 2015, *Stand und Perspektiven des Rückbaus von Kernkraftwerken in Deutschland* (Status and Perspectives on the Decommissioning of Nuclear Power Plants in Germany), DIW Berlin and TU Berlin.

²⁶¹ Warth & Klein Grant Thornton AG Wirtschaftsprüfungsgesellschaft 2015, *Gutachtliche Stellungnahme zur Bewertung der Rückstellungen im Kernenergiebereich* (Evaluation on the Assessment of Provisions in the Nuclear Power Sector).

²⁶² EDF 2019

²⁶³ Cour des Comptes 2014, "Le coût de production de l'électricité nucléaire – Actualisation 2014"

²⁶⁴ Nuclear Decommissioning Authority 2015, *Annual Report and Accounts – Financial Year April 2014 to March 2015*

à quelques 15,7 Md€ (17,7 MdUS\$) soit environ 1 800 €/kW. C'est un coût particulièrement bas pour les GCR, surtout au regard des difficultés technologiques qu'EDF rencontre en France avec ses propres GCR, l'augmentation constante des coûts et le report envisagé du démantèlement complet au début du 22^{ème} siècle.²⁶⁵ En additionnant les estimations de coûts du démantèlement des États membres (hors Pays-Bas et Italie), la Commission Européenne parvient à une estimation d'environ 123 Md€ (139 MdUS\$).²⁶⁶

COÛTS DU STOCKAGE DÉFINITIF

Pour la gestion des déchets, les coûts dépendent fortement des technologies de stockage, des seuils de libération des déchets, des quantités de déchets, et dans certains cas, des systèmes de compensations versées aux collectivités locales qui acceptent d'accueillir des centres de stockage. Les coûts liés au stockage dépendent bien-sûr du niveau d'activité des déchets (FMA ou HA). Pour les déchets FMA, il existe une diversité d'options qui ont une incidence sur les coûts. Il est par exemple moins onéreux de stocker les déchets dans des tranchées à faible profondeur en France que de stocker tous les déchets FMA dans des formations géologiques profondes en Allemagne. Les autres facteurs importants en termes de coûts sont le type et la taille de l'inventaire, les options de conditionnement et d'emballage, les concepts, la caractérisation des sites et le processus de sélection. La procédure d'autorisation peut elle aussi avoir un impact majeur sur les coûts.

Dans la plupart des cas, l'organisme chargé de la gestion des déchets est responsable de la production des évaluations de coûts de gestion à long terme des déchets radioactifs.²⁶⁷ Il peut s'agir d'organismes publics, comme en Allemagne, en Espagne ou au Royaume-Uni, ou détenus par les compagnies d'électricité, comme c'est le cas en Suède ou en Suisse. En France, l'ANDRA, organisme public, a chiffré à 31 Md€ (34,6 MdUS\$) les coûts de la gestion définitive de 12 000 m³ de déchets HA et 72 000 m³ de déchets de moyenne activité à vie longue (MA-VL) à Cigéo. Aux États-Unis, le stockage des déchets HA est du ressort du DOE (Département de l'énergie). En 2008, celui-ci évaluait le coût des installations de stockage de déchets HA de Yucca Mountain à 96 MdUS\$. En Allemagne, les coûts actualisés d'une installation de stockage de 27 000 m³, principalement pour les combustibles usés, sont estimés à 8,3 Md€ (9,3 MdUS\$), les coûts non actualisés s'élevant à 51 Md€ (56,4 MdUS\$).

Il est important de garder à l'esprit que l'ensemble des chiffres publiés portant sur les déchets HA ne sont que des estimations, aucun pays n'ayant mis en service, ni même construit, d'installations de stockage en formation géologique profonde pour ce type de déchets. De plus, il est impossible de comparer les estimations de coûts, car les paramètres sont différents. Par exemple, la France entrepose principalement des déchets vitrifiés provenant du retraitement, quand les quantités de combustible usé à stocker aux États-Unis sont bien plus élevées qu'en Allemagne. De plus, les pays n'ont pas la même façon d'attribuer les coûts qu'ils imputent à l'entreposage et au stockage. À l'instar de ce qui se passe pour le démantèlement, les estimations de coûts s'appuient en outre souvent sur des études obsolètes. En Allemagne pour les déchets HA, par exemple, celles-ci s'appuient toujours en partie sur une évaluation très grossière de 1997, réalisée par les autorités de régulation allemandes, le BfS (Bundesamt für Strahlenschutz) à l'époque, pour le site de Gorleben précédemment envisagé.

6.3 MÉCANISMES DE FINANCEMENT

MÉCANISMES DE FINANCEMENT DU DÉMANTÈLEMENT

La plupart des pays électronucléaires ont adopté le principe pollueur-payeur pour le démantèlement. Dans certains cas, cependant, l'état se voit attribuer la responsabilité du démantèlement, comme ça a été le cas pour les réacteurs de l'ex-Allemagne de l'Est. L'organisme qui porte la responsabilité principale n'est pas

²⁶⁵ Schneider et al. 2018

²⁶⁶ European Commission 2016, Nuclear Illustrative Programme presented under Article 40 of the Euratom Treaty for the opinion of the European Economic and Social Committee.

²⁶⁷ IAEA 2007, Cost Considerations and Financing Mechanisms for the Disposal of Low and Intermediate Level Radioactive Waste

toujours celui qui paye la totalité du coût des opérations de démantèlement. La Bulgarie, la Lituanie et la République slovaque par exemple reçoivent une aide de l'Union Européenne en contrepartie de la fermeture anticipée de leurs anciens réacteurs de conception soviétique.²⁶⁸ En Espagne, dès que l'exploitant a déchargé le combustible du réacteur et conditionné les déchets d'exploitation, la responsabilité du démantèlement et l'installation sont toutes deux transférées à l'ENRESA, l'agence nationale de gestion des déchets nucléaires.²⁶⁹ Une fois le transfert de responsabilité réalisé, l'ancien exploitant n'a plus à contribuer au fonds de démantèlement, même dans le cas où les coûts de démantèlement seraient supérieurs aux provisions.

Il n'est pas exigé dans tous les pays que les fonds de démantèlement soient gérés de façon externe et séparée des exploitants ou titulaires de licence. Le démantèlement est dans certains cas financé par des fonds internes séparés et affectés, comme en France ou en République tchèque. Les fonds internes non-séparés ont été abandonnés quasiment partout, sauf en Allemagne (ainsi qu'en Corée du Sud, cas particulier où l'exploitant est public). En Allemagne, les compagnies d'électricité ont toujours la responsabilité de constituer les provisions pour le démantèlement dans des fonds internes non affectés, non-séparés. Les compagnies constituent les provisions suivant les normes comptables internationales, et peuvent choisir où elles les placent. C'est un cas singulier qui a été sévèrement critiqué dans un contexte de dégradation de la situation financière des exploitants. En cas de faillite de la compagnie d'électricité, le fonds serait perdu.²⁷⁰ Dans de plus en plus de pays, des organismes externes prennent en charge les fonds de démantèlement. En Suisse et en Suède, ce sont des fonds externes et affectés de démantèlement qui régleront les charges de démantèlement. Le Royaume-Uni a lui aussi créé le Nuclear Liabilities Fund, un fond fiduciaire indépendant, qui se monte actuellement à 9,26 Md £ (12 MdUS\$) et qui sera utilisé pour le démantèlement (et la gestion des déchets) des réacteurs avancés graphite-gaz (AGR) actuellement en service, exploités par EDF Energy.

Les fonds sont alimentés par une charge ou redevance, incluse dans le prix de l'électricité, ou une charge obligatoire fixée par le gouvernement. Dans certains pays, les deux mécanismes coexistent, par exemple pour différentes générations de réacteurs. En France, EDF alimente le fonds de démantèlement par une contribution sur le prix de l'électricité, mais c'est la compagnie elle-même qui fixe le taux.²⁷¹ En Suisse et en Suède, à l'inverse, ce sont des études de coût détaillées qui servent de base pour ajuster le provisionnement. Dans d'autres pays, comme l'Allemagne, où deux mécanismes, voire plus, coexistent, les mécanismes de financement varient selon qu'il s'agit d'installations entièrement publiques, publiques-privées, ou privées. Les coûts de démantèlement des installations nucléaires de l'ex-RDA sont financés sur fonds publics.

Outre le manque de préparation et d'expertise technique, les pays qui démantèlent des installations nucléaires font déjà face aux manques de financement, et en anticipent de nouveaux. On ne sait pas si les fonds accumulés suffiront à couvrir la totalité du démantèlement, ou s'il faudra faire appel aux contribuables. Arrêts anticipés, insuffisances des fonds de démantèlement, et hausses des coûts, sont autant de raisons qui poussent à repousser dans le temps le démantèlement de certaines installations, dans la perspective d'accumuler des fonds supplémentaires. Certains pays étudient des mesures qui permettraient aux installations de rentrer dans leurs frais, par le biais de contributions plus élevées, du subventionnement des prix, ou de l'allongement de la durée d'exploitation, comme cela existe aux États-Unis et au Japon par exemple.²⁷²

Dans la plupart des pays, les fonds déjà mis en réserve ne couvrent pas les coûts estimés.

²⁶⁸ European Court of Auditors 2016, EU nuclear decommissioning assistance programmes in Lithuania, Bulgarie, and Slovakia: some progress made since 2011, but critical challenges ahead. Luxembourg.

²⁶⁹ Government of Spain 2017, Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management – 6th Spanish National Report

²⁷⁰ Von Hirschhausen, C. and Reitz, F. 2014. Nuclear power: phase-out model yet to address final disposal issue. DIW Economic Bulletin, 4(8), pp. 27-35.

²⁷¹ Neri et al. 2016

²⁷² Album, Braend, and Johnson 2017.

Ce risque de sous-financement semble être un problème dans presque tous les pays concernés par le démantèlement. EDF a provisionné 18,5 Md€ (20,9 MdUS\$) seulement, soit 58 % des coûts estimés de démantèlement. En République tchèque, seulement 15 % des fonds pour Temelín et 28 % des fonds pour Dukovany ont déjà été accumulés. En 2016, aux États-Unis, le solde du NDT (Nuclear Decommissioning Trust Fund) était de l'ordre de 64 MdUS\$, pour un coût de démantèlement spécifique par réacteur d'environ 700 US\$/kW pour les compagnies d'électricité publiques, et 850 US\$/kW pour les compagnies du secteur privé. Deux exemples récents aux USA illustrent les risques inhérents à une insuffisance de financement. Exelon a annoncé des insuffisances de fonds de démantèlement pour trois réacteurs allant de 6 à 83 millions de US\$. Et ce, bien que la NRC ait prolongé de 20 ans les autorisations de fonctionnement de réacteurs, dans l'idée que le délai supplémentaire permettrait aux fonds de démantèlement de s'accroître.²⁷⁴ En 2017, les provisions des exploitants allemands pour la déconstruction des 23 réacteurs commerciaux atteignaient quelques 24,2 Md€ (26,7 MdUS\$), montant supérieur au coût estimé de 19,7 Md€ (22,2 MdUS\$). Or le périmètre des provisions et celui des estimations de coûts diffèrent. Les provisions doivent également couvrir le coût des emballages, le conditionnement des déchets d'exploitation et le transport, postes qui ne sont pas pris en compte dans les estimations de coûts. La question de savoir si les provisions suffiront à couvrir les coûts n'est donc pas tranchée. De plus, faute de transparence du mécanisme allemand de financement du démantèlement, les fonds pourraient ne pas être investis dans le démantèlement, et les actifs corporels pourraient continuer à perdre de la valeur au cours des prochaines années.²⁷⁵

Le [Tableau 6](#) compare les mécanismes de financement en République tchèque, France et Allemagne. Le tableau indique les mécanismes de financement, le mode d'alimentation, l'estimation du coût total du démantèlement et le montant des fonds mis en réserve.

TABLEAU 6: Mécanismes de financement du démantèlement en République tchèque, France et Allemagne - Situation décembre 2018

	RÉPUBLIQUE TCHÈQUE	FRANCE*	ALLEMAGNE
SYSTÈME DE FINANCEMENT	Fonds interne séparé et affecté	Fonds interne séparé et affecté	Fonds interne non-séparé et non-affecté
CONTRÔLÉ PAR	Exploitants	Exploitants	Exploitants
ALIMENTÉ PAR	Redevance sur la production d'électricité	Prélèvement sur le prix de l'électricité	Provisions constituées par les exploitants
COÛTS ESTIMÉS	Temelín : 847 M US\$ Dukovany : 1 MdUS\$ De 410 US\$/kW à 530 US\$/kW	35,7 MdUS\$ pour l'ensemble du parc 450 US\$/kW pour les réacteurs en service ; 1 350 US\$/kW pour les anciens réacteurs	22,2 MdUS\$ pour 23 réacteurs commerciaux** 940 US\$/kW
FONDS MIS EN RÉSERVE (EN % DES COÛTS ESTIMÉS)	Temelín : 129 M US\$ (15 %) Dukovany : 276 M US\$ (28 %)	20,8 MdUS\$ (58 %)	26,7 MdUS\$ *** (n.d.)

Source : Compilation WNWR

Notes : * ne concerne qu'EDF.

** hors coûts relatifs aux emballages, transport et conditionnement.

*** en 2017, y compris provisions destinées aux emballages, transport et conditionnement (y compris des déchets d'exploitation).

²⁷⁴ Schneider et al. 2018.

²⁷⁵ Irrek and Vorfeld 2015.

MÉCANISMES DE FINANCEMENT DE L'ENTREPOSAGE TEMPORAIRE

Les coûts et les mécanismes de financement pour l'entreposage des déchets nucléaires, issus de l'exploitation et du démantèlement, sont fortement dépendants de l'infrastructure de gestion des déchets en place et de l'existence d'une filière de stockage définitif des déchets. Comme il n'existe à l'heure actuelle aucune solution de stockage pour les déchets de haute activité et les combustibles usés, l'ensemble des pays électronucléaires sont confrontés à des problèmes d'entreposage temporaire, à la fois technologiques, organisationnels et financiers. Dans les pays ne disposant pas de solutions de stockage pour les déchets FMA se pose de façon accrue le problème du financement de leur entreposage, alors que le nombre de fermetures de réacteurs augmente.

Les coûts de l'entreposage temporaire peuvent être payés sur les recettes d'exploitation, comme c'est le cas pour ČEZ en République tchèque. En Suisse, l'exploitant doit s'acquitter directement des dépenses liées à la prise en charge des déchets nucléaires produits au cours de la période d'exploitation d'un réacteur ainsi que pendant la phase post-opérationnelle. En Allemagne, les électriciens constituent des provisions pour l'entreposage de leurs déchets ; les coûts estimés actualisés étaient de l'ordre de 5,8 Md€ en 2014.²⁷⁶ Après la réforme du financement, ce montant a été transféré dans un fonds externe séparé, et l'ensemble des coûts d'entreposage temporaire, y compris pour les combustibles usés provenant de la poursuite de l'exploitation, seront payés par le fonds public. En Suède, les coûts de l'installation d'entreposage centralisé (CLAB) seront payés par le fonds déchets nucléaires.

La situation du financement de l'entreposage des combustibles usés la plus complexe est celle des États-Unis. La loi sur les déchets (Nuclear Waste Policy Act) imposait au Département de l'énergie ou DOE (Department of Energy), la prise en charge des combustibles usés en 1998, engendrant ainsi un passif important pour le DOE. L'absence de site de stockage pour les déchets de haute activité oblige les compagnies d'électricité locales à entreposer les combustibles usés sur leurs propres sites, y compris des sites déjà démantelés. Les compagnies réclament, pour ce stockage temporaire, des compensations financières conséquentes au DOE, qui a déjà dépensé plus de 10 MdUS\$ en pénalités. Le DOE estime que le total des dommages et intérêt pourrait s'élever à 20,8 MdUS\$ s'il commençait à accepter le combustible en 2020. Si le retard se prolongeait, le passif pourrait augmenter de centaines de millions de dollars par an.²⁷⁷ Le ministère de la justice gère un "Judgement Fund" (Fonds de règlement des litiges contre le gouvernement) alimenté par l'argent des contribuables, soit environ 2 millions de US\$ par jour, sur l'ensemble des réacteurs, en service ou déjà fermés, en tant qu'aide à la gestion des combustibles usés.

En France, EDF estime à 18,7 Md€ (21,1 MdUS\$) supplémentaires la gestion des combustibles usés (par exemple entreposage, retraitement) et 1,2 Md€ (1,4 MdUS\$) pour la reprise et le conditionnement des déchets.²⁷⁸ Ceci représente 51 Md€ (57,5 MdUS\$) à mobiliser uniquement pour la manutention et l'entreposage des déchets produits par l'exploitation.

MÉCANISMES DE FINANCEMENT DU STOCKAGE

Les pollueurs ne supportent pas toujours la responsabilité financière du stockage (et en partie de la gestion des déchets non plus) ; dans certains cas, la charge est transférée à un organisme public également responsable des déchets nucléaires.²⁷⁹ La plupart des pays exigent que les fonds de gestion à long terme des déchets radioactifs soient gérés en externe et séparés des exploitants ou titulaires de licence. En France par exemple, les exploitants doivent supporter l'ensemble des coûts liés à la gestion des combustibles usés, mais un fonds externe a été créé pour la construction, l'exploitation, la fermeture définitive, l'entretien et la surveillance des installations de stockage des déchets de moyenne et haute activité. C'est l'ANDRA, agence nationale chargée

²⁷⁶ Warth & Klein Grant Thornton AG Wirtschaftsprüfungsgesellschaft, 2015.

²⁷⁷ US Department of Energy 2012, "Blue Ribbon Commission on America's nuclear future".

²⁷⁸ EDF 2019, "Comptes consolidés au 31 décembre 2018".

²⁷⁹ Wuppertal Institut 2007.

de la gestion des déchets qui détient et gère ce fonds (article 16 de la loi Déchets nucléaires de 2006).²⁸⁰ Un autre fonds dédié au sein de l'ANDRA est destiné à la recherche sur de futures installations de stockage. Ces deux fonds sont alimentés par des paiements à partir des fonds internes des exploitants au moment des besoins. A l'heure actuelle, seul le fonds destiné au financement de la recherche est alimenté, puisqu'il n'y a pas encore d'autorisation de construction. Par contre, les exploitants effectuent des versements depuis leur fonds interne (destiné à la gestion des déchets) au budget général de l'ANDRA pour financer les opérations liées aux installations de stockage des déchets de moyenne activité à vie courte.²⁸¹ Depuis la loi de 2006 sur les déchets, les actifs des fonds d'EDF et Areva doivent être présentés de façon distincte, et la valeur de réalisation de ce portefeuille d'actifs dédiés doit être au moins égale à la valeur des provisions. Si EDF fait faillite, l'État peut faire valoir son droit sur les actifs. Une autorité administrative supervise les fonds internes ; elle peut imposer des mesures correctives, y compris imposer des versements au budget de l'ANDRA.

En Allemagne, sous l'ancien mécanisme de financement, les compagnies privées géraient les ressources nécessaires pour couvrir les charges de stockage des déchets dans des fonds internes, non-séparés, en dehors de tout contrôle public. En 2016, une loi a introduit un changement fondamental dans le système de financement avec l'établissement d'un fonds externe séparé, chargé de financer l'ensemble des aspects du stockage définitif.²⁸² Ce nouveau fonds séparé a été alimenté avec les anciennes provisions pour la gestion des déchets à hauteur de 24,1 Md€ (27,2 MdUS\$), y compris une prime de risque. Ce fonds pour le financement de la gestion des déchets nucléaires a été mis en place mi-2017 afin de s'assurer que les sommes sont placées "de façon sûre et rentable". Cependant, la responsabilité et les risques futurs devront être supportés par la société, contrevenant au principe pollueur-payeur.²⁸³ Au cours de son premier exercice fiscal, le fonds n'a investi qu'une faible part de son actif, dont la plupart est toujours détenu à la Bundesbank (Banque fédérale) à un taux d'intérêt de 0,4 %. Le résultat était de l'ordre de 39 M€ (44,1 millions de US\$) d'intérêts pour les six premiers mois d'existence du fonds.²⁸⁴ Aux États-Unis, le stockage définitif des déchets HA est financé par le Nuclear Waste Fund, alimenté par un prélèvement de 0,001 US\$ par kWh sur le prix de l'électricité. Au fil du temps, ce fonds a accumulé plus de 34,3 MdUS\$. Suite à la plainte fédérale de 2013 contre le DOE, le fonds n'est plus alimenté, le DOE refusant d'accepter le combustible usé pour stockage (voir section 7.8).

Le Royaume-Uni a une autre approche du financement du démantèlement. C'est l'État qui est responsable, via la NDA (Nuclear Decommissioning Authority), du financement et de la gestion des déchets historiques (legacy waste) ainsi que du coût du démantèlement des réacteurs de premières générations (essentiellement des Magnox). Pour les réacteurs plus récents et les nouvelles constructions, les coûts de démantèlement et de gestion des déchets sont financés par le biais d'un programme pour le financement du démantèlement et sont basés sur un prix unitaire fixe, qui est en principe financé par les exploitants. Ce fonds est destiné au financement d'un site de stockage géologique qui sera développé et géré par l'État.

Le Tableau 7 offre un aperçu des mécanismes de financement, des estimations de coûts, et des fonds mis en réserve dans une sélection de pays. Ces données montrent que les pays ne sont pas parvenus à mettre en réserve des fonds suffisants pour couvrir les coûts estimés du stockage. Par exemple, en France et aux États-Unis les provisions ne couvriraient qu'un tiers environ des coûts estimés.

²⁸⁰ Gouvernement français 2006, Loi n° 2006-739 du 28 juin 2006 de programme relative à la gestion durable des matières et déchets radioactifs

²⁸¹ Wealer, Hirschhausen, and Seidel 2019.

²⁸² Government of Germany, Act on the reorganization of responsibility in nuclear waste management (Gesetz zur Neuordnung der Organisationsstruktur im Bereich der Endlagerung (BGBl., I, S. 1843 768/16).

²⁸³ Jänsch, E., Brunnengräber, A., von Hirschhausen, C. and Möckel, C. 2017, Wer soll die Zeche zahlen? Diskussion alternativer Organisationsmodelle zur Finanzierung von Rückbau und Endlagerung (Who should pay? Discussion about alternative organizational models for the finance for decommissioning and storage) GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society, 26(2), pp. 118-120.

²⁸⁴ Fonds zur Finanzierung der kerntechnischen Entsorgung (German Fund for the Financing of Nuclear Waste Management) 2018, Geschäftsbericht 2017 (Status Report 2017).

TABLEAU 7: Mécanismes de financement du stockage en France, en Allemagne et aux USA - Situation décembre 2018

	FRANCE*	ALLEMAGNE	ÉTATS-UNIS
MODE DE FINANCEMENT	Fonds interne séparé et affecté, transféré à l'agence chargée de la gestion des déchets (ANDRA) au début de la construction du stockage	Fonds externe séparé	Fonds externe
ALIMENTÉ PAR	Prélèvement sur le prix de l'électricité	Placement du fonds	Anciennement prélèvement sur le prix de l'électricité, mais plus collecté
TOTAL DES COÛTS ESTIMÉS	34,9 MdUS\$	19,8 MdUS\$ **	96 MdUS\$
FONDS MIS EN RÉSERVE (EN % DES COÛTS ESTIMÉS)	11 MdUS\$ (32 %)	27,2 MdUS\$ **	34,3 MdUS\$ (36 %)

Source : Présentation et compilation WNWR

Notes : * S'applique uniquement à EDF. ** y compris entreposage, stockage des déchets FMA

MÉCANISMES DE FINANCEMENT INTÉGRÉ

En raison des fortes imbrications entre le démantèlement, l'entreposage et le stockage, un fonds intégré, externe, séparé et affecté (cantonné) apparaît comme l'approche la mieux adaptée au financement des charges futures de ces activités.²⁸⁵ Le financement intégré signifie que le périmètre du fonds couvre le démantèlement et la gestion des déchets. Les pays ayant adopté un système de fonds intégré comprennent la Suède, la Suisse et le Royaume-Uni (mais uniquement pour les réacteurs en service d'EDF Energy).

En Suède, les contributions au fonds pour les déchets nucléaires (provenant d'une redevance sur le prix de l'électricité) sont basées sur une estimation de coût réalisée par SKB, la compagnie suédoise de gestion du combustible nucléaire et des déchets, détenue par les exploitants et soumise à l'examen de la SSM, l'autorité de sûreté nucléaire suédoise. Les estimations de coûts reposent sur des études détaillées et projets de démantèlement liés à l'ouverture des installations de stockage. Ces études incluent de façon détaillée les procédures prévues dans le cadre du démantèlement, y compris les échéanciers attendus et le séquençage des opérations, ainsi que le détail des coûts associés. Elles sont menées par un groupe de travail composé de membres de SKB, des exploitants, et d'experts des fournisseurs des solutions technologiques des installations. Ces plans de démantèlement, rendus publics, renforcent encore la transparence.

Pour les réacteurs d'EDF Energy en fonctionnement, le gouvernement britannique a créé le Fonds des Engagements Nucléaires (Nuclear Liabilities Fund - NLF) en 1996, avec pour unique fonction de financer les coûts de la gestion des déchets et du démantèlement. Ce fonds est alimenté de deux façons : un petit paiement trimestriel d'EDF Energy et le rendement des placements du fonds. Si EDF Energy veut recevoir des versements du fonds pour faire face à ses obligations, il doit en faire la demande à la NDA, qui agit comme mandataire du gouvernement. La NDA, en tant qu'administrateur des Accords de Gestion des Engagements (Liabilities Management Agreements), approuve les paiements du NLF. Toutefois, le gouvernement peut décider de transférer la responsabilité du démantèlement à la NDA à tout moment à partir de la fin de la production d'électricité d'un réacteur.²⁸⁶

²⁸⁵ Wealer, Hirschhausen, and Seidel 2019.

²⁸⁶ Neri et al. 2016.

Le système suisse est comparable au système suédois (par exemple, la contribution au fonds est déterminée par les estimations de coût spécifiques à chaque réacteur), mais la Suisse a créé deux fonds : un pour le financement du démantèlement, l'autre pour celui de la gestion des déchets. Les exploitants de réacteurs doivent verser des redevances aux deux fonds, placés sous la surveillance du Conseil Fédéral.²⁸⁷ Cependant, comme dans la plupart des pays, les études de coûts ne sont pas publiques, et sont réalisées par une société privée, celle-là même qui réalise les estimations de coûts du démantèlement pour l'Allemagne (NIS).

Le Tableau 8 donne un aperçu des mécanismes de financement intégré pour le démantèlement et la gestion des déchets nucléaires. Il contient des informations relatives au mode de contrôle (externe, interne, interne séparé, par exemple) et les évaluations de coûts du démantèlement. Ces données montrent que les pays ne sont pas parvenus à mettre en réserve les fonds suffisants pour couvrir les coûts futurs estimés. Les fonds mis en réserve en Suède pour le démantèlement et la gestion des déchets ne couvrent pour l'instant que deux tiers des coûts estimés, moins de la moitié au Royaume-Uni (pour les réacteurs en service), et pas même un tiers en Suisse.

TABLEAU 8: Mécanismes de financement intégré pour le démantèlement et la gestion des déchets en Suède, en Suisse et au Royaume-Uni – Situation décembre 2018

	SUÈDE	SUISSE	ROYAUME-UNI*
MODE DE FINANCEMENT	Un seul fonds externe séparé et affecté	Deux fonds externes séparés (pour la gestion des déchets et la désaffectation)	Un fonds externe séparé et un fonds affecté
ALIMENTÉ PAR	Redevance sur le prix de l'électricité (fixé individuellement)	Versement de l'exploitant	Versement de l'exploitant
ESTIMATION DES COÛTS TOTAUX	10,7–11,8 MdUS\$	24,6 MdUS\$ **	26,5 MdUS\$***
FONDS MIS EN RÉSERVE (EN % DES COÛTS ESTIMÉS)	7,2 MdUS\$ **** (61-67 %)	7,39 MdUS\$ (30 %)	12,1 MdUS\$ (46 %)

Source : Présentation et compilation WNWR

Notes : *Réacteurs d'EDF Energy. **Coût totaux estimés sur la base d'une durée d'exploitation de 50 ans en date de 2019.

Situation 2018. *En date de 2017.

6.4 CONCLUSIONS

Les gouvernements affirment presque tous appliquer le principe pollueur-payeur en vertu duquel les exploitants sont responsables des coûts de gestion, entreposage et stockage des déchets nucléaires. Dans la réalité, ils ne l'appliquent pas de façon systématique. La plupart des pays ne l'imposent que pour le démantèlement, et même là, dans certains cas, le gouvernement reprend la charge du démantèlement (comme pour les réacteurs de l'ex-RDA). La Bulgarie, la Lituanie et la République slovaque bénéficient d'une aide de l'UE pour le démantèlement, en contrepartie de la fermeture anticipée de leurs anciens réacteurs datant de l'ère soviétique. La plupart des pays n'imposent pas le principe pollueur-payeur pour le stockage des déchets. Les autorités nationales finissent toujours par supporter à des degrés divers les obligations et les engagements en matière de gestion à long terme et de stockage des déchets. Les exploitants sont toutefois tenus de contribuer au financement des charges de long terme. Même dans des pays où le principe pollueur-payeur est une obligation légale, celui-ci n'est que partiellement appliqué. L'exploitant d'un réacteur nucléaire ne sera par exemple pas tenu financièrement responsable en cas de problème survenant après la fermeture d'un site de stockage, comme dans le cas du site de stockage de la mine de Asse II en Allemagne, où la récupération d'importantes quantités de déchets doit être financée par le contribuable.

²⁸⁷ Swissnuclear 2011, Cost Study 2011 (CS11) Overview Report.

Les gouvernements ne parviennent pas à estimer correctement les coûts de démantèlement, d'entreposage et de stockage des déchets nucléaires. L'ensemble des évaluations comportent des incertitudes sous-jacentes liées aux échelles de temps longues, aux réévaluations à la hausse de coûts et aux estimations des taux d'actualisation (accumulation du fonds). Une des causes majeures de ces incertitudes est le manque d'expérience en matière de démantèlement et surtout de stockage des déchets. Seuls trois pays, les États-Unis, l'Allemagne et le Japon, ont mené à leur terme des projets de démantèlement (démantèlement complet) et ont ainsi pu produire des données. À la mi-2019, sur les 181 réacteurs arrêtés, seuls 19 avaient été démantelés complètement, dont dix rendus à leur état d'origine ("greenfield"). Mais même ces expériences limitées font apparaître une forte marge d'incertitude, qui peut atteindre un facteur cinq. Aux États-Unis, les coûts s'établissaient entre 280 US\$/kW et 1 500 US\$/kW selon les réacteurs. En Allemagne, un réacteur a été démantelé pour 1 900 US\$/kW, un autre pour 10 500 US\$/kW.

De nombreux gouvernements basent leurs estimations de coûts sur des données obsolètes. Plusieurs pays étudiés ici, l'Allemagne ou les USA, s'appuient sur des études datant des années soixante-dix ou quatre-vingt, plutôt que sur le peu de données issues de cas réels. L'utilisation de données obsolètes, la plupart du temps élaborées par les exploitants, l'industrie ou les organismes publics, sont susceptibles d'aboutir à des évaluations low-cost et à des conclusions exagérément optimistes.

De nombreux gouvernements utilisent des taux d'actualisation exagérément optimiste. Leur utilisation systématique est un des principaux facteurs de sous-estimation des coûts de démantèlement et de gestion des déchets nucléaires. Un des aspects fondamentaux du financement du démantèlement et de la gestion des déchets est l'espoir de voir le fonds croître au cours du temps. En Allemagne par exemple, les fonds de 24 Md€ mis de côté pour la gestion des déchets sont censés quadrupler pour atteindre 86 Md€ d'ici 2099. Les taux d'actualisation utilisés sont très disparates, et tous les pays ne calculent pas les hausses de coûts, alors qu'elles seront vraisemblablement plus rapides que celles des taux d'inflation.

Afin de garantir la suffisance des fonds pour le démantèlement, la gestion et le stockage des déchets, les mécanismes de financement doivent assurer des conditions sécurisées de placement pour les fonds (cantonnement). Ils doivent également permettre de s'assurer que les ressources mises en réserve sont suffisantes pour couvrir les coûts réels. Certains pays remplissent une de ces conditions, mais pas les deux.

Il existe de grandes différences dans la façon dont les pays prévoient le financement de la gestion, de l'entreposage et du stockage des déchets. Tous n'exigent pas que les fonds de démantèlement soient gérés en externe, de manière séparée des exploitants ou titulaires des licences. Dans certains cas, le démantèlement est toujours financé par le biais de fonds internes séparés et affectés, alors que le financement de la gestion à long terme des déchets est géré en externe dans la plupart des pays. Le financement du démantèlement et du stockage est complexe ; dans la plupart des cas, plusieurs systèmes de financement coexistent dans un seul pays.

Les différentes approches nationales montrent que les gouvernements ne définissent pas toujours précisément ce que comprend le "démantèlement". La gestion des déchets nucléaires est un aspect important du démantèlement, tout comme la gestion des combustibles usés. Elles n'entrent cependant pas toujours dans sa définition, ce qui rend difficile la comparaison des coûts entre pays. Les processus de démantèlement, d'entreposage et de stockage sont fortement dépendants les uns des autres. C'est pourquoi un fonds intégré externe, séparé et affecté semble l'approche la plus adaptée au financement des coûts futurs de ces opérations. Quelques pays seulement ont adopté cette solution, notamment la Suède, le Royaume-Uni et la Suisse, même si cette dernière dispose de deux fonds, un pour la désaffectation, l'autre pour les déchets. Aucun pays n'a sécurisé le financement total du démantèlement, de l'entreposage et du stockage de ses déchets nucléaires. Un défi à relever pour l'ensemble des pays électronucléaire.

À ce jour, aucun pays n'a à la fois estimé précisément les coûts et comblé l'écart entre les fonds et les estimations de coût. Dans la plupart des cas, seule une fraction des fonds nécessaires a été mise de côté. Les fonds mis en réserve en Suède pour le démantèlement et la gestion des déchets ne couvrent pour l'instant que deux tiers des coûts estimés, moins de la moitié au Royaume-Uni (pour les réacteurs en service), et pas même un tiers en Suisse. On observe la même situation pour le financement du stockage. La France et les États-Unis ont mis de côté des fonds pour le stockage qui ne couvrent qu'un tiers environ des coûts estimés. Avec la fermeture anticipée d'un nombre croissant de réacteurs en lien avec des conditions économiques défavorables, le risque d'un manque de financements s'amplifie. Fermetures anticipées, insuffisance des fonds et escalade des coûts poussent certains exploitants de réacteurs à reporter d'autres fermetures et repousser le démantèlement, dans l'optique d'accumuler des fonds supplémentaires. Certains pays envisagent également des mécanismes visant à permettre aux installations d'amortir leurs coûts par l'augmentation du montant des redevances, le subventionnement des tarifs ou la prolongation de la durée de vie, comme les États-Unis ou le Japon.



7 ÉTUDES DE PAYS

7.1 RÉPUBLIQUE TCHÈQUE

CONTEXTE

L'histoire du secteur nucléaire tchèque remonte aux années quarante. Ses gisements d'uranium ont fait de la Tchécoslovaquie un important producteur d'uranium pour le bloc de l'Est à l'époque du communisme. Entre 1946 et 2016, date de la fermeture de la dernière mine, plus de 112 000 tonnes d'uranium y ont été extraites.²⁸⁸ Le pays dispose toujours d'une réserve de quelques 119 000 tonnes d'uranium récupérables. Des projets de reprise de l'exploitation, au cas où cela deviendrait rentable, existent.

À l'époque, la Tchécoslovaquie ne produisait que du yellow cake, et la suite du traitement était réalisée en Union Soviétique. L'usine de traitement chimique du minerai d'uranium de Dolní Rožínka est toujours en service, mais elle ne sert plus qu'au traitement de résidus d'uranium provenant des zones réhabilitées.

La première centrale nucléaire, Dukovany, a été mise en service entre 1985 et 1987. Elle comprend quatre réacteurs à eau sous pression (REP) VVER 440 de conception soviétique, d'une puissance totale de 2 040 MW. L'exploitation est prévue jusqu'en 2035-37, mais une prolongation est envisagée. La centrale de Temelín comprend deux VVER 1000, d'une puissance unitaire de 1 055 MW, mis en service en 2000 et 2002. Il y a également deux réacteurs de recherche, LVR-15 et LR-0, au Centre de recherche de Řež, et un réacteur universitaire, VR-1, à l'université technique de Prague.

En 2018, les réacteurs tchèques ont produit 28,2 TWh, soit un tiers de la production d'électricité du pays.²⁸⁹ La Politique énergétique nationale prévoit la construction d'au moins deux réacteurs d'ici 2040.²⁹⁰

SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES DÉCHETS

Le système tchèque de classification des déchets suit les recommandations de l'AIEA. La législation la plus récente ne traite que de façon très générale de la classification.²⁹¹ Les déchets solides sont catégorisés en fonction de leur mode de stockage :²⁹²

- Déchets radioactifs transitoires dont la radioactivité est inférieure au seuil de libération à l'issue d'un entreposage de cinq ans au plus ;
- Déchets de très faible activité (TFA), dont l'activité est supérieure à celle des déchets transitoires, mais qui ne nécessitent pas de mesures spéciales au cours du stockage ;
- Déchets de faible activité (FA) dont l'activité est supérieure à celle des déchets transitoires, avec un contenu en radionucléides à vie longue limité ;

²⁸⁸ NEA and IAEA 2018, Uranium 2018: Resources, Production and Demand, consulté le 29 mai 2019, <https://www.oecd-neo.org/ndd/pubs/2018/7413-uranium-2018.pdf>

²⁸⁹ Czech Republic Energy Regulatory Office 2019, Quarterly Report on the Operation of the Czech Republic's Electricity Grid for Q4, 2018, consulté le 29 mai 2019, http://www.eru.cz/documents/10540/4580207/Ctvrletni_zprava_2018_IV_Q.pdf/f47bc2a0-05e3-4402-a1db-5b6e2b0a44a4

²⁹⁰ Government of the Czech Republic 2015, State Energy Policy, consulté le 29 mai 2019, https://www.mpo.cz/assets/en/energy/state-energy-policy/2017/11/State-Energy-Policy-_2015__EN.pdf

²⁹¹ Government of the Czech Republic 2016, Decree No. 377/2016 Coll., on the requirements for the safe management of radioactive waste and on the decommissioning of nuclear installations or category III or IV workplaces, consulté le 29 mai 2019, https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/legislative/vyhlasky/377_Radioactive_Waste.pdf

²⁹² Government of the Czech Republic 2016, Decree No. 422/2016 Coll., on radiation protection and security of a radioactive source, consulté le 29 mai 2019, https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/legislative/vyhlasky/422_Radiation_safety_fin.pdf

- Déchets de moyenne activité (MA) dont le contenu important en radionucléides à vie longue requiert un niveau de confinement du milieu environnant supérieur à celui des déchets de faible activité ;
- Déchets de haute activité (HA), dont la chaleur produite par la décroissance radioactive doit être prise en compte au cours de l'entreposage et du stockage ; à l'issue de différents traitements, ces déchets doivent répondre aux critères d'acceptation et être stockés dans des sites de stockage géologiques, à plusieurs centaines de mètres de profondeur.

QUANTITÉS DE DÉCHETS

La République Tchèque est, parmi les États membres de l'UE les plus récents, celui qui détient les plus gros volumes de déchets nucléaires. À l'époque communiste, le combustible usé était renvoyé à son fournisseur, l'Union Soviétique. Mais depuis le début des années quatre-vingt-dix, la Russie n'accepte plus de reprendre les déchets nucléaires. ČEZ, l'exploitant des centrales nucléaires tchèques, a construit des installations d'entreposage en conteneur à sec sur le site de ses centrales, destinées à l'entreposage des combustibles usés une fois déchargés des piscines. Il y a deux installations d'entreposage à sec à Dukovany, et une à Temelín, d'une capacité totale de 3 310 tonnes de combustible usé.

Le gouvernement tchèque publie régulièrement un inventaire des déchets. Les données ci-dessous sont issues de l'inventaire le plus récent, qui recense volumes et activité des déchets au 31 décembre 2016.

TABLEAU 9 : Déchets nucléaires en République tchèque – Situation au 31 décembre 2016

Type de déchets	Type d'entreposage	Site d'entreposage	Quantité
CU (HA)	Entreposage (à sec)	Dukovany et Temelín	1 174 tML
	Entreposage (sous eau)	Dukovany et Temelín	654 tML
FMA LIQUIDES	Cuves d'entreposage (réacteur)	Dukovany et Temelín	1 439 m ³
FMA SOLIDES	Installation d'entreposage (réacteur)	Dukovany et Temelín	351,3 t
	Site de stockage à faible profondeur	Dukovany	11 520 m ³
TFA			n.d.

Source : Czech State Office for Nuclear Safety, rapport à EURATOM 2018

Les déchets de faible et moyenne activité produits par les réacteurs de puissance et les réacteurs de recherche sont essentiellement traités sur place. Les déchets liquides sont soit bitumés soit polymérisés, tandis que les déchets solides sont soit directement compactés, soit incinérés avant d'être compactés en fûts de 200 litres. Les déchets de moyenne activité qui ne peuvent actuellement être stockés, sont entreposés, pour rejoindre ultérieurement un site de stockage géologique profond.

Selon les estimations officielles, à l'issue de leurs quarante ans d'exploitation, les centrales de Dukovany et Temelín auront produit près de 3 500 tonnes de combustible usé.²⁹³ Chaque année de prolongation se solderait par une production supplémentaire de 35 tonnes de déchets à Dukovany et 36 tonnes à Temelín. Dans l'hypothèse de la construction de trois nouveaux réacteurs, il y aurait près de 10 000 tonnes de combustible usé à stocker d'ici le milieu du 22^{ème} siècle. Outre les combustibles usés, le stockage devrait également accueillir 4 200 tonnes de déchets issus du démantèlement des réacteurs, 140 tonnes de déchets d'exploitation et 84 tonnes d'autres déchets.

²⁹³ Government of the Czech Republic 2017, "Policy for Spent Nuclear Fuel and Radioactive Waste Management in the Czech Republic", 29 November, consulté le 29 mai 2019, <https://www.mpo.cz/assets/cz/energetika/strategicke-a-koncepcni-dokumenty/2017/12/Koncepcie-nakladani-s-RaO-a-VJP-v-CR.pdf>

Le site de stockage à faible profondeur de Dukovany est principalement destiné aux déchets FA et MA provenant de la production d'électricité. Sa capacité totale est de l'ordre de 55 000 m³, et fin 2016 il en renfermait quelques 11 500 m³.²⁹⁴

Le volume des déchets nucléaires de faible et de moyenne activité produits par les deux centrales (sur une durée d'exploitation de 60 ans) est estimé à 18 300 m³. Leur démantèlement générera 10 800 m³ supplémentaires.

Outre les déchets produits par l'exploitation des réacteurs, la République tchèque possède également d'importants volumes de déchets provenant de l'exploitation des mines d'uranium. La société publique DIAMO gère 18 bassins contenant des boues radioactives ; ils couvrent près de 600 hectares pour un volume total de 54 millions de m³. La société est également responsable de 371 verses représentant 49 millions de m³ de matières contenant des résidus de minerai d'uranium.²⁹⁵

POLITIQUES ET ÉQUIPEMENTS DE GESTION DES DÉCHETS

La loi de 1997 sur l'utilisation pacifique de l'énergie nucléaire et les rayonnements ionisants, également connue sous le nom de "Loi Atomique" constitue le cadre législatif de la gestion des déchets nucléaires en République tchèque. Elle a institué l'Autorité de gestion des dépôts de déchets radioactifs (Radioactive Waste Repository Authority ou RAWRA en anglais), agence d'État dépendant du ministère de l'Industrie et du Commerce. RAWRA est responsable de la gestion des déchets nucléaires, y compris l'entreposage sûr du combustible usé.

L'Office d'État pour la sûreté nucléaire est chargé de la supervision de la sûreté nucléaire, y compris pour les sites de stockage, conformément à la Loi Atomique de 2016.²⁹⁶ Cette loi conserve les principes généraux de la précédente, mais stipule en plus qu'une autre loi devra encadrer la sélection d'un site de stockage géologique profond. Pour l'heure, aucune législation dans ce sens n'a été adoptée.

En 2002, le gouvernement tchèque a adopté sa politique relative à la gestion des combustibles usés et des déchets radioactifs, en dépit des objections du Ministère de l'Environnement fondées sur une évaluation environnementale stratégique. Cette politique définit les principes de la gestion des déchets nucléaires et fixe les échéances. Le gouvernement a mis à jour cette politique en 2017.²⁹⁷ La consultation publique a été limitée.

Les combustibles usés sont entreposés en conteneur à sec sur le site des centrales nucléaires, sous la responsabilité de ČEZ, la compagnie qui les produit. Une fois déclarés comme déchet, ils tombent sous la responsabilité de RAWRA. RAWRA exploite les sites de stockage de Dukovany, Litoměřice et Jáchymov (ces deux derniers dédiés aux déchets ne provenant pas de filière électronucléaire). Les projets existants de site d'entreposage centralisé souterrain à Skalka sont désormais considérés comme obsolètes. Il n'est pas prévu de retraiter les combustibles usés, à la fois pour des raisons économiques et technologiques.

En 2002, RAWRA a sélectionné six sites granitiques potentiellement appropriés pour accueillir des sites de stockage profond, comme le proposait l'Institut géologique tchèque (State Geological Survey). Ce projet s'inspirait de la technologie suédoise KBS-3 pour le stockage à 500 mètres de profondeur des combustibles usés encapsulés dans des emballages enfouis dans la bentonite. RAWRA a pratiquement ignoré les inquiétudes des municipalités sélectionnées et de leurs habitants, provoquant ainsi des conflits permanents entre les collectivités locales et l'administration centrale. La Plateforme contre le dépôt géologique (Platform Against

²⁹⁴ Site de la "Czech Radioactive Waste Repository Authority" (RAWRA) n.d., "About repositories", consulté le 29 mai 2019, <https://www.surao.cz/en/public/operational-repositories/about-repositories/>

²⁹⁵ DIAMO 2018, "Comprehensive Information about Monitoring Results and the State of the Environment", 20 April, consulté le 18 mai 2019, https://www.diamo.cz/storage/app/media/_ke-stazeni/zivotni-prostredi/1-souhrnna-informace-o-vysledcich-monitoringu-a-slozek-zivotniho-prostredi-diamo-s-p/souhrnna-informace-o-vysledcich-monitoringu-a-stavu-slozek-zivotniho-prostredi-diamo-s-p-za-rok-2017.pdf

²⁹⁶ Pour plus d'information sur la Loi Atomique voir <https://www.sujb.cz/en/legal-framework/new-nuclear-law/>

²⁹⁷ Government of the Czech Republic 2017, Policy for Spent Nuclear Fuel and Radioactive Waste Management in the Czech Republic, adopted 29 November.

Deep Repository), qui compte parmi ses membres trente-deux villes et villages et quatorze associations, s'oppose aux projets.²⁹⁸ La planification géologique accuse par conséquent plusieurs années de retard. D'autres sites sont pressentis, présentant probablement moins de risques de résistance des populations mais dont les conditions géologiques sont potentiellement moins bonnes. En 2019, RAWRA envisage neuf sites potentiels.²⁹⁹

L'adéquation du site sélectionné doit être confirmée d'ici 2025, ce qui paraît quelque peu optimiste. La construction d'un laboratoire souterrain devrait commencer en 2030, suivie par la construction du dépôt à partir de 2050. L'objectif est de commencer l'exploitation en 2065.

COÛTS ET FINANCEMENT

La première Loi Atomique prévoyait la mise en place d'un « compte nucléaire » d'État, géré par le ministère des Finances. Les fonds qu'il contient sont réservés à la gestion des déchets nucléaires, y compris le développement, l'exploitation et la fermeture d'un futur site de stockage géologique profond. Les redevances versées par les producteurs de déchets en application du principe pollueur-payeur en représente la principale source d'approvisionnement. En 2018, le compte renfermait 26,9 Md CZK (1,24 Md US\$).³⁰⁰ La loi fixe une contribution de 55 CZK (environ 2,53 US\$) par MWh d'électricité produit dans une centrale nucléaire et 30 CZK (environ 1,38 US\$) par MWh de chaleur produit dans un réacteur de recherche. Les autres producteurs de déchets nucléaires doivent payer une contribution unique couvrant les coûts.³⁰¹

Le gouvernement tchèque a chiffré les coûts du stockage des déchets de faible et moyenne activité à 4,57 Md CZK (210 millions de US\$) et celui des combustibles usés et des déchets de haute activité à 111,4 Md CZK (5,13 Md US\$). Le stockage est payé par ČEZ sur ses dépenses d'exploitation. Selon une étude de l'Université technique tchèque, ces contributions ne seront pas suffisantes pour couvrir les coûts futurs réels.³⁰²

Un autre mécanisme financier régit le futur démantèlement des installations nucléaires. Les titulaires d'autorisation d'exploitation d'installations nucléaires sont tenus de constituer des réserves financières pour le démantèlement et de présenter un échéancier provisoire, devant tous deux être approuvés au moins tous les cinq ans par l'autorité de sûreté. RAWRA doit attester que les exploitants disposent de ces réserves dans un compte séparé spécial.

Chaque année, ČEZ met de côté 209 millions de CZK (9,6 millions de US\$) pour le démantèlement de la centrale de Dukovany. Au 31 décembre 2016, 6 Md CZK (276 millions de US\$) avaient été mis de côté ; d'ici la fermeture de la centrale, ce montant devrait atteindre 22,4 Md CZK (1 Md US\$). Le fonds de réserve pour le démantèlement de Temelín devrait atteindre 18,4 Md CZK (847 millions de US\$) au total. Au 31 décembre 2016, ČEZ avait réservé 2,8 Md de CZK (129 millions US\$), et met de côté 198,5 millions de CZK (9,1 millions de US\$) chaque année.³⁰³

RÉSUMÉ

Il reste encore à apporter des solutions à plusieurs problèmes dans le cadre de la gestion des déchets nucléaires en République tchèque. Le gouvernement a pris la responsabilité du stockage définitif des déchets.

²⁹⁸ Voir la liste des membres de la plateforme : <http://www.platformaprotiulozisti.cz/cs/clenove-platformy/>

²⁹⁹ Czech Radioactive Waste Repository Authority (RAWRA) Website, "DGR in Czech Republic", consulté le 29 mai 2019, <https://www.surao.cz/en/public/deep-geological-repository/dgr-in-czech-republic/>

³⁰⁰ RAWRA 2018, Annual Report on the Activities of Radioactive Waste Repository Authority in 2017

³⁰¹ Government of the Czech Republic 2017, Decree No. 35/2017 Coll.

³⁰² Knápek, J., et al. 2017, "Updated Economic Model and Fee Calculation for the Nuclear Account for LLW/ILW and HLW/SNF", Technical University study

³⁰³ Czech State Office for Nuclear Safety 2018, National Report of The Czech Republic under Article 14.1 of the Council Directive 2011/70/EURATOM of 19 July 2011 establishing a Community framework for the responsible and safe management of spent fuel and radioactive waste, consulté le 29 mai 2019, https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/zpravy/narodni_zpravy/EuroNZ_VP_RAO_2_1A.pdf

De leur côté, les producteurs de ces déchets portent la charge du financement du stockage et versent en conséquence une redevance au compte nucléaire national destiné à assurer un financement total dans le futur. Les redevances versées par les producteurs sont toutefois insuffisantes pour couvrir l'ensemble des coûts post-démantèlement attendus.

Selon les plans du gouvernement, un site de stockage géologique profond destiné aux déchets de haute activité devrait être en service d'ici 2065. La procédure de sélection du site a cependant pris du retard, et l'opposition des communautés impactées s'est renforcée. La loi, promise depuis longtemps, qui définirait mieux le processus de sélection d'un site de stockage n'est toujours pas en place. Les critères de sélection sont vagues, et il y a donc un véritable risque de voir le choix se porter sur un site non pas sur la base de considérations de sûreté à long terme, mais sur la disposition d'une communauté à l'accepter. L'entreposage à long terme des combustibles usés est une possibilité qui n'a fait l'objet d'aucun débat.

En revanche, les déchets de faible et moyenne activité sont comparativement bien gérés. Un site de stockage, relativement petit et pratiquement saturé, devra fermer sous peu. RAWRA exploitera deux sites de stockages, celui de Richard pour les déchets radioactifs institutionnels, mais surtout celui de Dukovany, destiné aux déchets de faible et moyenne activité provenant des réacteurs de puissance.

7.2 FRANCE

CONTEXTE

L'histoire nucléaire française a commencé par le développement d'armes nucléaires au lendemain de la Seconde Guerre mondiale. Après avoir construit quelques petits réacteurs destinés à la production de matières nucléaires militaires, la France s'est dotée dans les années soixante et au début des années soixante-dix de six réacteurs UNGG, destinés à la fois à produire du plutonium et de l'électricité, puis a construit trois autres types de réacteurs. Ces premiers réacteurs sont aujourd'hui tous arrêtés, et sont à différents stades de démantèlement.

La France a par la suite développé un parc de 58 réacteurs à eau pressurisée (REP ou PWR), d'une puissance unitaire de 900 à 1450 MW, implantés sur 19 sites et tous exploités par Électricité de France (EDF). Ces réacteurs, mis en service entre 1977 et 1999, couvrent environ 72 % de la production d'électricité.³⁰⁴ Les deux réacteurs du site le plus ancien, Fessenheim, ont été respectivement fermés en février et juin 2020.

En 2007, EDF a entrepris la construction de l'EPR (European Pressurized Reactor) de Flamanville. À l'origine, sa construction devait coûter 3,3 Md€ (3,7 MdUS\$) et sa mise en service intervenir en 2012. Aujourd'hui, son coût est estimé à 12,4 Md€ au moins, auxquels pourraient s'ajouter 6,7 Md€ de coûts complémentaires et frais financiers, pour une mise en service pour une mise en service qui n'est pas attendue avant la fin 2022 au plus tôt.³⁰⁵

La production d'uranium en France s'est poursuivie jusqu'en 2001, mais elle devait depuis longtemps être complétée par des importations. La France s'est dotée de capacités industrielles pour couvrir toutes les étapes de la chaîne du combustible. Elle exploite également des installations nucléaires pour les besoins militaires. Les plus importants producteurs de déchets radioactifs sont EDF, Orano – l'exploitant des installations de la chaîne du combustible – et le Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives (CEA). Chacun conserve la responsabilité des déchets jusqu'à ce qu'ils soient transférés à et gérés pour être stockés par l'ANDRA, l'Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs. L'ANDRA est une agence publique, créée en 1979 au sein du CEA, devenue structure indépendante en 1991.

Le retraitement des combustibles usés est un choix de politique nationale. La plupart du combustible UOX (oxyde d'uranium) est retraitée à La Hague. Si aujourd'hui la quasi-totalité du combustible est français, des quantités importantes de combustibles étrangers y ont été retraitées par le passé. La plupart du plutonium séparé est réutilisée, après mélange avec de l'uranium appauvri sous forme de combustible MOX (mixed oxide fuel – combustible à base d'oxydes d'uranium et de plutonium) ; celui-ci est utilisé dans 22 réacteurs qui sont parmi les plus anciens du parc (le gouvernement a lancé des projets d'utilisation du MOX dans les réacteurs de 1300 MW, plus récents). De l'uranium de retraitement enrichi (combustible URE) a été utilisé dans les réacteurs français jusqu'en 2016 et EDF envisage de reprendre cette utilisation à partir de 2023.

La France a accumulé au cours des années un stock important et complexe de déchets radioactifs. Différentes installations sont en service pour gérer la plupart des déchets à vie courte. En revanche, le projet de développement d'un site de stockage géologique profond destiné aux déchets de haute et moyenne activité à vie longue a pris du retard, en raison de problèmes techniques et de la résistance de l'opinion publique.

SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES DÉCHETS

La classification des déchets nucléaires adoptée en France s'inscrit dans les recommandations de l'AIEA, mais intègre des développements spécifiques. Elle repose sur deux caractéristiques : l'activité et la durée de vie. Les seuils indicatifs sont basés sur l'activité massique et la période radioactive des radionucléides à vie longue les plus importants contenus dans les déchets. Il y a trois catégories correspondant à la période et quatre pour l'activité, comme le montre le Tableau 10. Cette classification ajoute aux recommandations de l'AIEA

³⁰⁴ Réseau de Transport d'Électricité (RTE), 2019, Bilan électrique 2018, février.

³⁰⁵ "Cour des comptes, La filière EPR, Rapport public thématique, juillet 2020."

<https://www.ccomptes.fr/fr/publications/la-filiere-epr>

une distinction entre les déchets à vie longue et à vie courte pour les déchets de moyenne activité (MA-VL et MA-VC). Alors que dans la plupart des autres pays il est possible d'envoyer certains déchets de très faible activité (TFA) dans des décharges conventionnelles, il n'y a pas de seuil d'exemption pour les déchets TFA en France, même si ce sujet fait débat. Les catégories établies par la classification sont conçues pour correspondre à différentes filières de gestion spécifiques, dont certaines sont déjà opérationnelles, alors que d'autres n'en sont encore qu'au stade de l'étude.

TABEAU 10: Catégories des déchets nucléaires en France – Situation 2018

		Vie longue	Vie courte	Vie très courte
	PÉRIODE DEMI-VIE	> 30 ans	≤ 30 ans > 100 ans	≤ 100 ans
DÉCHETS DE HAUTE ACTIVITÉ (HA)	> 10 ⁹ Bq/g	À l'étude (Art. 3 de la loi de 2006) 1 laboratoire de stockage géologique (Bure)		-
DÉCHETS DE MOYENNE ACTIVITÉ (MA)	≤ 10 ⁹ Bq/g > 10 ⁶ Bq/g	À l'étude (Art. 3 de la loi de 2006)	en surface 1 centre fermé (CSM)	Gestion par décroissance radioactive
DÉCHETS DE FAIBLE ACTIVITÉ (FA)	≤ 10 ⁶ Bq/g > 10 ² Bq/g	Stockage à faible profondeur à l'étude (Art. 4 de la loi 2006)	1 centre en service (CSA)	
DÉCHETS DE TRÈS FAIBLE ACTIVITÉ (TFA)	≤ 10 ² Bq/g	Stockage en surface (site dédié) 1 installation en service (Morvilliers)		

Source : D'après ANDRA, Inventaire national des matières et déchets radioactifs, 2019

Notes : Le stockage en surface des déchets FA et MA ne concerne pas certains déchets spécifiques comme les déchets tritiés pour lesquels une gestion spécifique est encore à l'étude ; CSA = Centre de stockage de l'Aube ; CSM = Centre de stockage de la Manche.

AUTRES MATIÈRES RADIOACTIVES NON CLASSÉES COMME DÉCHETS

Selon la loi de 2006 sur la gestion des déchets, une substance nucléaire « pour laquelle une utilisation ultérieure est prévue ou envisagée » est considérée comme une matière nucléaire et non comme un déchet.³⁰⁶ Une déclaration d'intention de l'industrie sur une future utilisation suffit à classer une substance comme « matière », même en l'absence de plan précis ou réaliste d'utilisation. Grâce à cette disposition les combustibles usés de tout type, le plutonium séparé, l'uranium de retraitement et l'uranium appauvri ne sont pas considérés comme des déchets et n'apparaissent pas dans les catégories présentées ci-dessus. Comme il est possible qu'une partie de ces matières ne soit finalement pas réutilisée, une loi adoptée en 2016 permet au gouvernement français de requalifier des « matières » en déchets nucléaires sur avis de l'Autorité de sûreté nucléaire (ASN).³⁰⁷ Cette procédure n'a encore jamais été activée.

Par ailleurs, les effluents gazeux ou liquides ne sont pas non plus intégrés dans le système de classification des déchets. Produits à différentes étapes dans les installations nucléaires (en grande partie à l'usine de retraitement de La Hague), leur gestion consiste à les diluer dans l'environnement (à l'issue d'une période de décroissance pour certains d'entre eux).

³⁰⁶ Journal officiel de la République française 2006, Loi n° 2006-739 du 28 juin de programme relative à la gestion durable des matières et déchets radioactifs

³⁰⁷ Journal officiel de la République française 2016, Article 14 de l'Ordonnance n° 2016-128 du 10 février 2016 portant diverses dispositions en matière nucléaire

QUANTITÉS DE DÉCHETS

L'ANDRA publie un inventaire des matières et déchets nucléaires tous les trois ans. Le dernier inventaire complet a été publié en 2018, avec les données à fin 2016. Une mise à jour résumée publiée en 2020 donne un état à fin 2018 pour certaines catégories.

Les estimations de l'ANDRA à la fin décembre 2018 étaient de 3 880 m³ de déchets de haute activité (HA), 43 000 m³ de déchets de moyenne activité à vie longue (MA-VL), 93 700 m³ de déchets de faible activité à vie longue (FA-VL), 945 000 m³ de déchets de faible et moyenne activité à vie courte (FMA-VC) et 557 000 m³ de déchets de très faible activité (TFA) – quantités auxquelles il faut ajouter 1 350 m³ de déchets ne rentrant dans aucune catégorie, appelés “déchets sans filière” (DSF). (Voir le détail au [Tableau 11.](#))

Les données fournies par l'ANDRA incluent des déchets étrangers lorsque ceux-ci sont entreposés sur le territoire français. Cela concerne essentiellement des contrats de retraitement avec des clients étrangers. Les déchets solides produits dans le cadre de ces contrats doivent être renvoyés dans leur pays d'origine, la loi française interdisant le stockage final de déchets radioactifs d'origine étrangère sur le territoire national. Il y a toutefois des substitutions entre différentes catégories de déchets, afin de réduire les volumes à transporter. La substitution peut également permettre de contourner le problème posé par certaines formes de déchets (par exemple des déchets bitumés de moyenne activité) qui ne sont pas acceptés dans les pays des clients étrangers du retraitement. De plus, certaines activités, passées ou présentes, impliquant des matières nucléaires d'origine étrangère ont généré des déchets (comme du combustible surgénérateur non irradié) et des “matières valorisables” (uranium de retraitement par exemple) actuellement sans réutilisation et néanmoins désormais comptabilisés comme français.

Les déchets HA proviennent quasi exclusivement du retraitement des combustibles. À la fin 2019, plus de 35 000 tML de combustibles français et étrangers avaient été retraités à La Hague. La plupart des déchets HA ainsi générés, 95 % au moins, sont conditionnés sous forme de colis vitrifiés. Une petite partie est entreposée pour refroidissement en attente de vitrification.

La situation des déchets MA-VL est assez hétérogène : certains sont conditionnés en vue du stockage définitif, alors que d'autres n'ont encore subi qu'un pré-conditionnement ou se trouvent encore sous forme brute. Ces déchets peuvent être cimentés dans des fûts métalliques, sous forme de boues ou autres formes brutes, bitumés, vitrifiés ou dans du béton. Toutefois des colis anciens ou boues doivent être caractérisés avant d'être reconditionnés. Le reconditionnement d'une grande quantité de colis de déchets bitumés, inflammables, présente un enjeu particulièrement important.

TABLEAU 11: Déchets nucléaires en France - Situation décembre 2018

Type de déchets	Type d'entreposage ou stockage	Site d'entreposage ou de stockage	Quantité
COMBUSTIBLES USÉS (HA)	Entreposage (piscine)	Centrales (une piscine par réacteur)	4 040 tML
	Entreposage (piscine)	La Hague	9 788 tML*
	Entreposage (piscine)	Creys-Malville**	106 tML
	Entreposage (en partie sous eau, en partie à sec)	Sites CEA	55 tML
HA	Entreposage	La Hague, Marcoule, sites du CEA	3 880 m ³
MA-VL (ISSUS DU TRAITEMENT DU CU)	Entreposage	Centrales, La Hague, Marcoule, sites du CEA, centres de recherche, Bouches-du-Rhône	43 000 m ³
FA-VL	Entreposage	Centrales, La Hague, Marcoule, sites du CEA, centres de recherche, Le Bouchet	93 700 m ³
DÉCHETS TRITIÉS	Entreposage	Côte d'Or	5 640 m ³
FMA-VC	Entreposage	Centrales, installations de conditionnement, Marcoule, centres de recherches, usines d'uranium	82 000 m ³
	Stockage	Centre de stockage en surface – fermé (CSM)	527 000 m ³
	Stockage	Centre de stockage en surface – en service (CSA)	336 000 m ³
DÉCHETS SANS FILIÈRE		Pas de mention de sites	1 350 m ³
TFA	Entreposage	Installations de conditionnement	181 000 m ³
	Stockage	CIRES	376 000 m ³
RÉSIDUS DU TRAITEMENT DU MINÉRAI D'URANIUM	Verses et bassins de décantation		52 millions de tonnes
SOURCES RADIOACTIVES RETIRÉES DU SERVICE***			1 700 000 unités
ESTIMATION DES QUANTITÉS FUTURES	HA : 12 000 m³ ; MA-VL : 72 000 m³ ; FA-VL : 190 000 m³ ; FMA-VC : 2 000 000 m³ ; TFA : 2 300 000 m³		

Source : Compilation WNWR d'après ANDRA 2018 et 2020 pour les déchets, et d'après Gouvernement français 2017 pour les combustibles usés.

Notes : * comprend 30 tML de combustibles usés étrangers ** Creys-Malville : sont également entreposées 70 tML de combustible non irradié initialement destiné à Superphénix ; *** situation fin 2015 ; CEA = Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives

Les estimations des déchets futurs du Tableau 11 correspondent aux quantités qui seraient produites par les 58 réacteurs du parc et les installations associées, selon l'ANDRA, sur la base des hypothèses suivantes :

- Poursuite de l'exploitation des réacteurs actuels pour une durée de fonctionnement de 50 à 60 ans ;
- Retraitement de l'ensemble des combustibles usés (y compris URE et MOX) ;
- Réutilisation de l'ensemble des “matières” dans les réacteurs, existants ou à venir, par conséquent sans requalification (mais sans prise en compte des déchets issus de leur hypothétique utilisation).

Comparées aux quantités actuelles, les quantités futures sont bien plus importantes. Les déchets HA tripleraient, les déchets MA-VL seraient multipliés par 1,7, les déchets FA-VL et FMA-VC doubleraient, et les déchets TFA feraient plus que quadrupler.

AUTRES MATIÈRES RADIOACTIVES NON CLASSÉES COMME DÉCHETS

L'exploitation des installations de la chaîne du combustible et la stratégie du retraitement produisent des stocks de matières qui sont déclarées réutilisables. Selon l'inventaire mis à jour de l'ANDRA,³⁰⁸ à la fin 2018, la France disposait en entreposage de :

- 14 200 tML de combustibles usés, provenant essentiellement de REP, mais aussi de réacteurs d'autres filières désormais arrêtés (hors combustibles usés provenant des activités de la défense nationale, qui représentent 194 tonnes). Ce stock est relativement stable par rapport à 2017, mais il s'est accru d'année en année, les quantités de combustibles déchargées annuellement des réacteurs étant jusqu'à 20 % supérieures à celles retraitées à La Hague (les données récentes portent sur des moyennes de l'ordre de 1 200 tML contre 1 000 tML) ;
- 318 000 tML d'uranium appauvri entreposées essentiellement à Tricastin et Bessines ;
- 31 500 tML d'uranium de retraitement, entreposées à Tricastin et à La Hague, dont 2 700 tML appartenant à des pays étrangers (à la fin 2016). Par le passé, la France a pris la responsabilité d'une grande partie de l'uranium de retraitement d'origine étrangère, dont une partie a été expédiée en Russie pour y être entreposée ou ré-enrichie. EDF met en œuvre des actions pour reprendre de telles expéditions, interrompues depuis 2009, à partir de 2020-2021 ;
- et 56 tML de plutonium séparé.

Bien que la quantité des combustibles usés UOX ait augmenté au cours des dernières années, l'augmentation globale des stocks de combustibles usés provient essentiellement des combustibles MOX et à uranium de retraitement enrichi (URE), qui ne sont ni l'un ni l'autre retraités. À la fin 2017, les stocks de MOX irradié s'élevaient à 1 910 tML, ceux d'URE irradié à 578 tML.

Selon les données officielles, les stocks totaux de plutonium français non irradié – comprenant le plutonium séparé, des combustibles et déchets au plutonium non irradiés en attente d'utilisation ou sans utilisation – se montaient à 74,9 tonnes à la fin de l'année 2019.³⁰⁹ Ce stock de plutonium s'accroît de plus d'une tonne par an en moyenne, malgré l'engagement du gouvernement de poursuivre une politique "d'équilibre des flux", principe selon lequel le plutonium non irradié ne s'accumulerait pas. L'accroissement observé au cours des dernières années est principalement dû à l'entreposage de rebuts de fabrication du combustible MOX, dont le contenu en plutonium est élevé. Fin 2019, les installations françaises détenaient également 15,4 tonnes de plutonium appartenant à des autorités étrangères.

Enfin, l'exploitation de mines d'uranium en France jusqu'en 2001 a entraîné l'accumulation d'environ 52 millions de tonnes de résidus du traitement de l'uranium, qui sont stockées sur 17 sites. Il y a également environ 200 millions de tonnes de stériles miniers sur de nombreux sites d'extraction.

POLITIQUES ET ÉQUIPEMENTS DE GESTION DES DÉCHETS

La doctrine de retraitement des combustibles usés a façonné la politique nationale de gestion des déchets et matières nucléaires pendant des décennies, engendrant une infrastructure industrielle et un système réglementaire très complexes.

Le cadre législatif et réglementaire de la France concernant la gestion des déchets nucléaires a été développé

³⁰⁸ ANDRA 2020, *Inventaire national des matières et déchets radioactifs 2020* – Les essentiels, janvier.

³⁰⁹ IAEA 2020, *Communication Received from France Concerning Its Policies Regarding the Management of Plutonium*, INFCIRC/549/Add.5/21 par INFCIRC/549/Add.5/24, 21 juillet.

des dizaines d'années après le début de la production de déchets. Une première loi sur la recherche en matière de gestion des déchets radioactifs est entrée en vigueur en 1991.³¹⁰ La première approche globale a fait son apparition en 2006 avec la loi sur la gestion durable des matières et déchets radioactifs.³¹¹ Elle a mis en place un dispositif de Plan national pour la gestion des matières et déchets radioactifs (PNGMDR), qui prévoit une discussion régulière de cette stratégie au sein d'un groupe de travail pluraliste, la publication régulière d'un rapport commun ASN-Gouvernement, et la mise à jour régulière d'une ordonnance gouvernementale traduisant les recommandations du rapport en exigences réglementaires pour les exploitants.^{311bis}

La politique de retraitement a entraîné l'accumulation de combustible usé et autres matières nucléaires (comme le plutonium séparé et l'uranium de retraitement). Si leur statut de "matières réutilisables" permet de réduire la pression du côté du stockage des déchets, ces stocks exercent une pression croissante sur les besoins de capacités d'entreposage spécifiques. Environ un tiers des combustibles usés des REP est entreposé dans les piscines sur le site des réacteurs, et deux tiers dans les piscines de La Hague. Ces dernières devraient être saturées d'ici 2030 au plus tard, ce qui pourrait remettre en cause l'exploitation des réacteurs. Pour faire face à cette situation, EDF projette la construction d'une piscine centralisée pour les combustibles usés, d'une capacité de 10 000 tML. Initialement prévue sur l'un de ses sites nucléaires, elle pourrait être implantée par EDF sur le site de La Hague. Cette piscine serait conçue pour fonctionner pendant un siècle. L'option de stockage à sec des combustibles usés n'a pas été retenue³¹², mais le débat public sur le PNGMDR a conclu sur la nécessité de préparer le déploiement éventuel de cette option « si cela s'avérait nécessaire en réponse à un aléa fort sur le "cycle du combustible" ou à une évolution de politique énergétique.^{312bis}

Les déchets à vie longue s'accumulent également dans les installations d'entreposage, essentiellement à La Hague, où sont produits la plupart des déchets HA et MA-VL, et à Marcoule dont l'inventaire est le deuxième plus élevé. Les déchets à vie courte sont les seuls pour lesquels il existe déjà des solutions de stockage définitif. Les déchets FMA-VC ont été envoyés vers un site de stockage en surface dénommé Centre de stockage de la Manche (CSM) jusqu'en 1994. Le CSM, désormais fermé, abrite 527 000 m³ de déchets dont près des deux-tiers sont issus de la filière électronucléaire. Les déchets FMA-VC sont désormais envoyés vers un autre site de surface, le Centre de stockage de l'Aube (CSA). Fin 2018, sa capacité d'1 million de m³ était utilisée à 34 %. Les déchets TFA-VC sont envoyés vers le Centre industriel de regroupement, d'entreposage et de stockage (CIRES) de Morvilliers depuis 2003, et 58 % de sa capacité de 650 000 m³ étaient utilisés à la fin 2018.

Pour les déchets FA-VL, la loi de 2006 sur la gestion des déchets radioactifs a introduit le principe d'un site de stockage dédié en subsurface dont la mise en service était prévue pour 2013. En raison de problèmes techniques et d'acceptabilité au niveau local, le projet a été remisé. Le stockage en subsurface est à l'étude, mais la stratégie de gestion n'a pas été arrêtée (nombre de sites, localisation, choix de conception). En attendant qu'un site de stockage soit disponible, les déchets FA-VL sont pour l'essentiel entreposés sur leurs sites de production.

Un stockage en profondeur appelé CIGEO est prévu pour les déchets HA et MA-VL comme solution définie par la loi de 2006 pour leur stockage définitif. La majorité des déchets HA sont entreposés à La Hague (85 %), le reste à Marcoule. Les déchets MA-VL sont essentiellement entreposés à La Hague (44 %), Marcoule (34 %) et Cadarache (16 %). Le début de la construction de CIGEO est prévu pour 2023-2024.

Sa région d'implantation avait été décidée dans les années quatre-vingt-dix, avec le choix du petit village de

³¹⁰ Journal officiel de la République française 1991, Loi n° 91-1381 du 30 décembre 1991 relative aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs

³¹¹ Journal officiel de la République française 2006, Loi n° 2006-739 du 28 juin 2006 de programme relative à la gestion durable des matières et déchets radioactifs

^{311bis} Vote conforme par le Sénat et l'Assemblée nationale, valant adoption de l'article 12 du projet de loi relatif d'accélération et de simplification de l'action publique, respectivement le 5 mars 2020 et le 6 octobre 2020.

³¹² Voir le dernier Plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs 2016-2018
<https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/PNGMDR%202016-2018.pdf>

^{312bis} Journal officiel de la République française 2020, Décision du 21 février 2020 consécutive au débat public dans le cadre de la préparation de la cinquième édition du plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs

Bure, dans le nord-est de la France pour accueillir un laboratoire destiné à l'étude du milieu argileux local qui a été autorisé en 1999.³¹³ Selon la loi de 1991 sur la recherche sur la gestion des déchets radioactifs, un deuxième site devait être approuvé pour l'étude dans les formations granitiques, mais en raison de l'opposition locale dans les zones pressenties, cette option a été abandonnée. En 2010, l'ANDRA a défini une "Zone d'intérêt pour la reconnaissance" en profondeur (ZIRA) autour de Bure, et l'implantation précise de CIGEO n'a été décidée que quelques années plus tard.³¹⁴ Il est prévu qu'une première phase industrielle pilote précède l'exploitation, et que celle-ci garantisse un niveau défini de récupérabilité et de réversibilité pour une durée qui ne peut être inférieure à cent ans.³¹⁵ La mise en place des déchets devrait se poursuivre jusqu'en 2150 environ, date à laquelle le site serait fermé pour entrer en phase de surveillance pour plusieurs siècles.³¹⁶

Les déchets les plus chauds doivent être refroidis pendant des décennies avant de pouvoir être stockés dans CIGEO. Des délais techniques pourraient aussi venir de la gestion de certains problèmes comme les risques d'incendie associés aux dizaines de milliers de tonnes de déchets bitumés provenant de la première période du retraitement. Ces délais pourraient dépasser la durée d'exploitation prévue des installations dans lesquelles sont actuellement entreposés les déchets HA et MA-VL. Il n'existe pour l'instant aucun projet pour les renforcer ou les remplacer en conséquence.

Une partie des "matières valorisables" pourrait se trouver un jour requalifiée en déchets en l'absence de véritable réutilisation ; cependant, leur gestion n'est prise en compte ni dans le concept actuel de CIGEO ni via l'étude d'autres possibilités de gestion. Inclure certaines de ces matières dans l'inventaire à stocker nécessiterait une évolution de la conception de CIGEO et augmenterait son emprise, potentiellement jusqu'aux frontières de la zone géologique actuellement envisagée.

COÛTS ET FINANCEMENT

Les seules estimations globales de coûts détaillés de la gestion des déchets en France sont celles de la Cour des Comptes publiées en 2012³¹⁷ et mises à jour en 2014³¹⁸, présentées au [Tableau 12](#). Selon la Cour des Comptes, le total des charges brutes relatives à la gestion des déchets liés aux activités nucléaires s'élevait à 32 Md€ (44 MdUS\$) à la fin 2013, dont 80 % supportés par EDF, 11 % par Areva (aujourd'hui Orano) et 9 % par le CEA.^{318bis}

TABLEAU 12: Estimation des charges brutes de gestion des déchets nucléaires en France - 2013

CHARGES BRUTES, EN MILLIONS D'€ ₂₀₁₃	EDF	CEA	AREVA	ANDRA	TOTAL
GESTION À LONG TERME DES DÉCHETS	24 370	1 995	1 885	42	28 292
dont HA et MA-VL	21 981	1 626	1 154	1	24 762
FA-VL	832	74	27	17	950
TFA et FMA-VC	1 557	295	704	24	2 580
CHARGES APRÈS FERMETURE	1 208	411	42	42	1 703
REPRISE ET CONDITIONNEMENT (DÉCHETS ANCIENS)	0	512	1 541	—	2 053
TOTAL	25 578	2 918	3 468	84	32 048

Source : Cour des Comptes 2014.

³¹³ Journal officiel de la République française 1999, Décret du 3 août 1999

³¹⁴ ANDRA 2009, *Projet de stockage géologique profond réversible - Proposition d'une Zone d'intérêt pour la reconnaissance approfondie et de scénarios d'implantation en surface*. Rapport du Comité stratégique, <https://www.andra.fr/sites/default/files/2018-02/391.pdf>

³¹⁵ Journal officiel de la République française 2016, Loi n° 2016-1015 du 25 juillet 2016 précisant les modalités de création d'une installation de stockage réversible en couche géologique profonde des déchets radioactifs de haute et moyenne activité à vie longue.

³¹⁶ ANDRA, "Les différentes phases du projet", consulté le 22 février 2019, <https://www.andra.fr/cigeo/les-installations-et-le-fonctionnement-du-centre/les-differentes-phases-du-projet>

³¹⁷ Cour des Comptes 2012, *Les coûts de la filière électronucléaire*, rapport public.

³¹⁸ Cour des Comptes 2014, *Le coût de production de l'électricité nucléaire - Actualisation 2014*, Communication à une commission d'enquête de l'Assemblée nationale.

^{318bis} Cour des Comptes 2020, *L'arrêt et le démantèlement des installations nucléaires*, Communication à la commission des finances du Sénat.

Alors que les sites de stockage existants pour les déchets TFA et FMA-VC couvrent le stockage de 90 % environ du volume total des déchets, les coûts cumulés des sites correspondants – CIREs, CSM et CSA – ne représentent que 2,6 Md€ (3,6 MdUS\$), soit moins de 10 % du total. La majeure partie des coûts estimés est liée au stockage des déchets à vie longue (plus de 25 Md€ ou 34,5 MdUS\$) et à la reprise et au reconditionnement de déchets anciens (environ 2 Md€ ou 2,8 MdUS\$). Ces deux estimations restent très incertaines. Si le gouvernement a fixé le coût du stockage définitif des déchets HA et MA-VL dans CIGEO, comme base au provisionnement, à 25 Md€ (32 MdUS\$), il n'a fait là que régler de façon arbitraire une querelle entre les exploitants et l'ANDRA sur des estimations de coûts très divergentes.³¹⁹

De plus, cette estimation du futur inventaire s'appuie sur l'hypothèse que tout le combustible utilisé sera retraité. Des estimations de coûts antérieures fournies par l'ANDRA ont montré que la prise en compte de combustibles uranium et MOX non retraités dans l'inventaire considéré pourrait se traduire par des coûts prévisionnels de CIGEO plus que doublés. L'estimation actuelle de la charge brute de la gestion des combustibles utilisés se base elle aussi sur une prévision de retraitement de la totalité du combustible utilisé.

La loi de 2006 sur la gestion des déchets radioactifs stipule que les exploitants doivent transmettre à l'autorité administrative les informations nécessaires dans un rapport mis à jour tous les trois ans, ainsi qu'une note d'actualisation chaque année. La législation stipule que les actifs dédiés doivent couvrir les provisions, et présenter un degré suffisant de sécurité, de diversification, de liquidité et de rentabilité.

Dans la mise à jour de 2014 de son rapport, la Cour des Comptes notait que les provisions destinées à couvrir les charges futures de démantèlement et de gestion des déchets radioactifs s'établissaient à 43,7 Md€ (60,3 MdUS\$) à la fin 2013, dont 11 Md€ (15,2 MdUS\$) pour la gestion des déchets et 10,1 Md€ (13,9 MdUS\$) pour la gestion des combustibles utilisés. Pour EDF, les provisions relatives aux combustibles utilisés MOX et URE s'appuient sur une hypothèse "prudente" prévoyant qu'ils ne seront pas retraités mais stockés dans un site de stockage souterrain – hypothèse incompatible avec celles retenues pour le coût de CIGEO. Sans fournir le même détail, la Cour indique dans son rapport sur le démantèlement de 2020 que le total des provisions pour charges futures inscrites au bilan des exploitants s'élève fin 2018 à 63,8 Md€ (88 MdUS\$), dont 35,5 Md€ (49 MdUS\$) pour les déchets et 28,3 Md€ (39 MdUS\$) pour le démantèlement, répartis entre 62,4 % pour EDF, 11,9 % pour Orano, et 25,7 % pour le CEA.

TABLEAU 13: Provisions pour démantèlement et gestion des déchets nucléaires en France – 2013

PROVISIONS, M€ ₂₀₁₃	EDF	CEA	AREVA	ANDRA	TOTAL
Démantèlement	13 024	2 931	3 661		19 616
Gestion du combustible utilisé	9 779	342			10 121
Gestion des déchets, dont	7 542	1 311	2 113	47	11 103
reprise et conditionnement		432	1 240		1 672
gestion long terme des déchets	7 397	830	831	36	9 094
dépenses après fermeture des centres de stockage	145	49	42	10	246
Derniers cœurs	2 313				2 313
Autre		152	483		635
TOTAL	32 658	4 736	6 258	47	43 699
Part	75%	11%	14%		100%
Provisions/charges brutes	48%	66%	52%	56%	50%

Source : Cour des Comptes 2014.

³¹⁹ Journal officiel de la République française 2016, Arrêté du 15 janvier 2016 relatif au coût afférent à la mise en œuvre des solutions de gestion à long terme des déchets radioactifs de haute activité et de moyenne activité à vie longue

Les critiques soutiennent que les provisions destinées à couvrir les charges futures ne sont pas suffisantes et que cette situation est source de fortes incertitudes. Créée par la loi de 2006, la Commission nationale d'évaluation du financement des charges de démantèlement des installations nucléaires de base et de gestion des combustibles usés et des déchets radioactifs (CNEF) a été mise en place en 2011 pour évaluer le contrôle des exploitants par le gouvernement. Constituée de parlementaires et d'experts, elle devait publier un rapport tous les trois ans. Elle n'en a cependant publié qu'un seul, en 2012.³²⁰ Celui-ci concluait que l'autorité administrative manquait de moyens pour exercer son contrôle, que les évaluations des exploitants ne comportaient pas de marge de sécurité vis-à-vis des incertitudes, que le format des informations transmises ne lui permettait pas de vérifier la conformité de la composition des actifs. Enfin la CNEF estimait qu'il lui était difficile de maintenir ses compétences en raison de la faible fréquence de ses travaux. La Cour des Comptes a pointé pour sa part début 2020 des problèmes de même nature et émis plusieurs recommandations portant notamment sur le pilotage des opérations de démantèlement et la gestion de leur financement, incitant en particulier à « obtenir des exploitants une meilleure prise en compte des incertitudes et aléas dans les évaluations de charges futures et dans leur financement ».

RÉSUMÉ

Le programme nucléaire français a été développé dans un premier temps dans un objectif militaire, avant de devenir rapidement un pilier de la politique énergétique française. Il a conduit au déploiement d'un grand nombre de réacteurs et installations nucléaires qui ont produit le stock de déchets et matières nucléaires le plus important d'Europe. Le choix stratégique d'un schéma de gestion basé sur le retraitement des combustibles usés a généré un ensemble complexe de déchets et matières nucléaires de nombreuses catégories, et se solde par l'augmentation constante des quantités de déchets de moyenne à haute-activité à vie longue dans les installations d'entreposage.

La plupart des choix historiques de la France dans ce domaine ont été faits avant la mise en place d'un cadre législatif et réglementaire dédié. Cette mise en place a commencé avec la loi relative aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs de 1991, puis la loi sur la gestion des matières et déchets radioactifs de 2006. Depuis, la mise à jour régulière d'un plan triennal a pour objectif l'élaboration et la mise en œuvre d'une stratégie compatible avec cet héritage complexe.

Seules certaines catégories de déchets (comme les déchets de très faible activité, les déchets de faible activité à vie courte, et les déchets de moyenne activité à vie courte) font l'objet d'une solution définitive de stockage de manière opérationnelle. Aucune solution opérationnelle de stockage n'est en place pour toutes les autres catégories. Les projets de stockage à faible profondeur pour les déchets de faible activité à vie longue ont été mis en veille. Le projet d'enfouissement en formation géologique profonde pour les déchets de moyenne activité à vie longue et les déchets de haute activité se heurte toujours à d'importants obstacles techniques et politiques. De plus, la France n'a pas développé de stratégie pour la gestion des stocks croissants de matières nucléaires (dont le plutonium, l'uranium de retraitement ou appauvri) qui risquent de ne pas être, ou seulement partiellement, réutilisés.

Cette situation exerce une pression croissante sur les capacités d'entreposage existantes et leur durée d'exploitation, qui se traduit par un accroissement des capacités, comme le nouveau projet de piscine d'entreposage centralisé des combustibles usés. Les prévisions actuelles de coûts et les fonds dédiés ne prennent pas en compte ces éléments et de fait risquent fort de s'avérer insuffisants. EDF, censé couvrir l'essentiel des coûts de "fin de cycle", supporte en même temps le fardeau de la hausse des coûts de fonctionnement de ses réacteurs vieillissants, d'un "mur d'investissement" lié au fiasco de la construction de Flamanville-3, ainsi que d'une obligation légale d'augmenter la part de production des énergies renouvelables.

³²⁰ République française 2012, *Commission nationale d'évaluation du financement des charges de démantèlement des installations nucléaires de base et de gestion des combustibles usés et des déchets radioactifs*.

7.3 ALLEMAGNE

CONTEXTE

La République fédérale d'Allemagne (RFA) et la République démocratique allemande (RDA) ont toutes deux mis en place un programme de recherche nucléaire en 1955. L'Allemagne de l'Ouest a développé son programme nucléaire suivant deux voies parallèles : une basée sur une filière de réacteurs de conception allemande, l'autre sur le recours à la technologie américaine. Le premier réacteur nucléaire de la première centrale, VAK Kahl, a été commandé en 1956. À la fin des années quatre-vingt, la RFA comptait 19 réacteurs en service, assurant tous les ans quelques 30 % de la production net d'électricité du pays.

Dans le même temps, l'Allemagne de l'Est était approvisionnée par l'Union Soviétique. En 1966, elle couplait au réseau son premier réacteur pilote à Rheinsberg. À l'origine, les plans du gouvernement de la RDA prévoyaient la construction de 20 réacteurs à l'horizon 1970, mais seule la construction de cinq réacteurs à Greifswald a été achevée.³²¹ En 1990, dans le contexte de l'unification, le gouvernement Allemand a décidé de fermer l'ensemble des réacteurs de conception soviétique. Il s'agissait principalement d'une question d'ordre économique : avec la Loi atomique allemande nouvellement entrée en vigueur, la poursuite de l'exploitation leur aurait imposé de se conformer à de nombreuses exigences de sûreté.³²²

Au début des années 2000, la coalition SPD-Verts était parvenue à un compromis avec les exploitants sur l'abandon du nucléaire. Cet accord de compromis, promulgué en loi en 2002 (Loi de sortie du nucléaire), limitait la durée de vie des réacteurs à l'équivalent de 32 ans de production d'électricité environ (allocation en kilowatt-heures). La loi interdisait totalement la construction de nouveaux réacteurs.³²³ À l'automne 2010, la coalition Conservateurs-Libéraux démocrates infirmait la sortie du nucléaire et allongeait la durée d'exploitation de 8 à 14 ans en fonction du type de réacteur. Ces prolongements n'ont cependant tenu qu'une année. En 2011, trois mois après l'accident de Fukushima, le parlement allemand adoptait, avec un large soutien sur l'ensemble du spectre politique, la loi sur l'énergie nucléaire (AtG) avec pour effet la suspension instantanée des autorisations de fonctionnement de huit réacteurs. Les neuf réacteurs restants doivent être arrêtés d'ici 2022.

En 2019, seuls trois prototypes relativement petits avaient été démantelés jusqu'au stade du "retour à l'herbe" (greenfield). Deux réacteurs de plus grande puissance ont été complètement démantelés, mais, des déchets nucléaires étant encore entreposés dans certaines parties des bâtiments, aucun de ces sites ne peut être libéré du contrôle réglementaire.³²⁴

Contrairement à l'Allemagne de l'Est, l'Allemagne de l'Ouest n'a jamais exploité de mine d'uranium. Elle dispose toutefois d'une usine d'enrichissement de l'uranium à Gronau et d'une usine de fabrication de combustible à Lingén. L'usine de Gronau est exploitée par une filiale d'URENCO. Un tiers de ses parts est détenu par les compagnies d'électricité allemandes Preussen Elektra et RWE, un tiers par le gouvernement britannique, et un tiers par le gouvernement néerlandais. À Lingén, Framatome (via sa filiale Advanced Nuclear Fuel GmbH) produit des assemblages combustibles, ainsi que de la poudre et des pastilles de combustible qui approvisionnent l'ensemble des usines de fabrication de Framatome. Dans les années soixante-dix, il y avait des projets de complexe de stockage des déchets à Gorleben, comprenant entre autres une usine de retraitement, des installations de fabrication de combustible, et des installations destinées au stockage des différents types de déchets, dont un site de stockage profond dans une mine de sel. La plupart de ces projets ont été suspendus avant d'être finalement abandonnés. L'exploration en surface puis en profondeur (à partir de 1979 et 1986 respectivement) du dôme de sel et son évolution en mine pilote, ainsi que l'accumulation d'un inventaire de haute activité dans l'installation d'entreposage temporaire ont tout de même fait de Gorleben un site essentiel pour la gestion des déchets.

³²¹ Jonas, A. 1959, "Atomic Energy in Soviet Bloc Nations", *Bulletin of the Atomic Scientists*, 1 novembre.

³²² Thierfeldt, S. and Schartmann, F. 2012, "Stilllegung und Rückbau kerntechnischer Anlagen", Brenk Systemplanung.

³²³ Appunn, K. 2018, "The history behind Germany's nuclear phase-out", *Clean Energy Wire*, consulté le 9 janvier 2019, <https://www.cleanenergywire.org/factsheets/history-behind-germanys-nuclear-phase-out>

³²⁴ Schneider et al 2018.

SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES DÉCHETS

La structure de base du système allemand de classification des déchets est assez simple. Les déchets sont répartis selon leur caractère exothermique en seulement deux catégories :

- Déchets exothermiques
- Déchets dont la production de chaleur est négligeable

La première catégorie correspond globalement à la catégorie des déchets de haute activité (HA) de la classification AIEA, et comprend à la fois les déchets du retraitement des combustibles usés et les combustibles usés eux-mêmes. La seconde catégorie est globalement un regroupement des catégories de moyenne (DMA) et de faible activité (DFA) de la classification AIEA. Toutefois, certains déchets exothermiques entreraient dans la catégorie des déchets DMA de l'AIEA. Certains types de déchets de très faible activité (TFA) dépassent les seuils de libération pour la mise en décharges conventionnelles en vigueur en Allemagne. Ceux-ci doivent donc être stockés dans les installations de stockage profond destinées aux déchets radioactifs dont la production de chaleur est négligeable.³²⁵

La politique allemande repose sur le stockage de ces deux catégories de déchets dans des dépôts géologiques profonds, mais sur des sites distincts dont les caractéristiques de conception répondent à des besoins différents.

QUANTITÉS DE DÉCHETS

L'Allemagne a hérité de grandes quantités de déchets actuellement en entreposage temporaire, soit dans des installations centralisées soit sur le site des réacteurs. Après la France et le Royaume-Uni, l'Allemagne détient les plus importants volumes de déchets en Europe de l'Ouest. L'ensemble des données présentées ci-dessous est issu de l'inventaire le plus récent, qui présente la situation au 1er avril 2016 en termes de volumes et d'activité des déchets. Le [Tableau 14](#) en donne la masse et les volumes totaux.

Déchets exothermiques : 15 155 tML de combustibles usés ont été produites jusqu'à présent. Une moitié a été expédiée pour être retraitées, dont 327 tonnes exportées "sans clause de retour", et l'autre se trouve en entreposage temporaire (dont 3 609 tonnes toujours entreposées en piscine sur le site des réacteurs). De plus, 577 m³ provenant du retraitement sont actuellement entreposés sur le site de réacteurs. Vingt-six colis contenant des déchets issus du retraitement sont toujours entreposés en France et au Royaume-Uni. Les Länder allemands du Schleswig-Holstein, de Bade-Wurtemberg, de Hesse et de Bavière ont accepté de les reprendre. L'Allemagne estime que ce sont environ 27 000 m³ de déchets exothermiques qui seront stockés dans un stockage profond.

Déchets faiblement exothermiques : Environ 120 000 m³ de déchets sous différentes formes sont entreposés sur l'ensemble du territoire, sans compter les 21 000 tonnes de déchets bruts ou prétraités qui n'ont pas encore subi de conditionnement (c'est à dire des déchets sous leur forme d'origine) entreposés sur les sites des producteurs. Tous les déchets dont la production de chaleur est négligeable sont destinés aux installations de stockage de Konrad, d'une capacité de 303 000 m³. Les déchets stockés sont répartis en fonction de leur niveau de traitement. Environ 100 000 m³ de déchets ont été conditionnés dans les conteneurs "Konrad", ceux-ci ayant reçu l'agrément de stockage dans l'installation de Konrad. 3 000 m³ supplémentaires ont fait l'objet d'un contrôle produit. Les installations d'entreposage centralisé (Gorleben, Mitterteich, Greifswald et Ahaus) contiennent environ 24 000 m³.

Outre les quantités importantes de déchets actuellement entreposées, l'Allemagne a déjà mis en stockage des déchets FMA dans deux sites géologiques profonds : 37 131 m³ à Morsleben (en Saxe-Anhalt), entre 1971 et 1991 puis entre 1994 et 1998, et près de 47 000 m³ à Asse II (en Basse-Saxe) entre 1967 et 1978. Cependant, à Asse, le sel sous pression perd sa stabilité, et l'intrusion d'eau souterraine rend impossible la poursuite de l'exploitation à sec. Le site est menacé d'effondrement, pire scénario pour un site de stockage géologique profond.

³²⁵ Government of Germany 2018, *National Report Sixth Report prepared within the framework of the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management*

En 2010, la reprise de la totalité du mélange de déchets et de sel estimée à 220 000 m³ a été annoncée, mais, en pratique, il se peut qu'il ne soit techniquement pas possible de tout récupérer. À ce jour, la stratégie de stockage n'a pas été déterminée et la récupération des déchets n'a pas commencé. Une des options – si elle s'avérait techniquement possible – serait de les stocker dans le futur site géologique profond destiné aux déchets HA. La recherche et la construction d'un troisième site de stockage géologique profond représenterait la solution la plus onéreuse.

TABEAU 14: Déchets nucléaires en Allemagne - Situation au 31 Décembre 2016

Type de	Type d'entreposage	Site d'entreposage	Quantité
CU (HA)	Entreposage temporaire (sec)	Installations d'entreposage sur le site des centrales	4 201 tonnes
	Entreposage temporaire (sec)	ZLN, Ahaus, Gorleben	675 tonnes
	Entreposage temporaire (piscine)	Piscine d'entreposage [des réacteurs] sur le site des centrales	3 609 tonnes
	CU envoyés au retraitement	851 t envoyées au Royaume-Uni ; 5 393 t envoyées en France ; 14 t expédiées en Belgique ; 85 t retraitées à Karlsruhe, Allemagne	6 343 tonnes
	CU exportés sans (sans retour)	283 t de combustible VVER expédiées en Russie ; 17 t expédiées en Suède ; 27 t de combustible VVER qui seront réutilisées en Hongrie	327 tonnes
HA	Entreposage temporaire	Site des centrales, ZLN, Entreposage de déchets MIR (Länder), installations d'entreposage centralisé	577 m ³
FMA*	Entreposage temporaire	Site des centrales	14 631 m ³
	Entreposage temporaire	Unterweser	1 422 m ³
	Entreposage temporaire	Gorleben	6 979 m ³
	Entreposage temporaire	Mitterteich	8 200 m ³
	Entreposage temporaire	ZLN Greifswald	6 830 m ³
	Entreposage temporaire	Stade	4 403 m ³
	Entreposage temporaire	Installations de recherche	61 965 m ³
	Entreposage temporaire	Entreposage de déchets MIR (Länder)	1 108 m ³
	Entreposage temporaire	Ahaus	1 633 m ³
	Entreposage temporaire	GNS et autres installations d'entreposage, Daher Nuclear Technologies, Nuclear Industry	13 160 m ³
	Site de stockage géologique fermé	Asse II	47 000 m ³
	Site de stockage géologique fermé	Morsleben	37 131 m ³
TFA	n.d.		
DÉCHETS CONTENANT DE L'URANIUM	Verses + installations de décantation des boues	Wismut (remis en culture)	48 verses contenant des roches faiblement radioactives, environ 311 millions de m ³ , quatre bassins de résidus contenant ≈ 160 millions de m ³ de boues radioactives

Source : Compilation WNWR, d'après Government of Germany 2018.

Note : * n'inclut pas 21 000 tonnes de déchets bruts ou prétraités. ZLN= Zwischenlager Nord (entreposage) ; MIR= Déchets issus des secteurs de la médecine, de l'industrie et de la recherche

Les dates de fermeture de tous les réacteurs ayant été fixées, les incertitudes quant aux quantités attendues de déchets exothermiques sont moindres ; ainsi on estime que la quantité globale à stocker devrait être de 27 000 m³.³²⁶ Dans son Sixième rapport soumis à la Convention commune, l'Allemagne inclut également des estimations pour la production de déchets dont la production de chaleur est négligeable de l'ordre de 45 m³ par an et par réacteur pour les déchets d'exploitation, et un taux de production de déchets du démantèlement de l'ordre de 5 000 m³ par réacteur.

POLITIQUES ET ÉQUIPEMENTS DE GESTION DES DÉCHETS

La loi de 2002 sur la sortie du nucléaire a entraîné l'arrêt du retraitement à l'étranger à partir de juin 2005. Le gouvernement a chargé un groupe de travail scientifique (Arbeitskreis Endlagerung) de lui soumettre des recommandations sur une procédure étayée et transparente, pour la recherche et la sélection de sites de stockage.³²⁷ Depuis lors, la politique de gestion des combustibles usés est le stockage géologique direct, sans retraitement. Les déchets de haute activité issus du retraitement et le combustible usé sont donc placés dans des installations d'entreposage centralisé, principalement à Gorleben, mais aussi à Ahaus. En parallèle, la plupart des centrales nucléaires disposent d'installation d'entreposage à sec pour leur combustible usé.

L'accident de Fukushima en mars 2011 a eu un effet catalyseur sur la politique nucléaire allemande. Avec le soutien de l'ensemble du spectre politique, le gouvernement décidait la fermeture de l'ensemble des réacteurs à l'horizon 2022.³²⁸ Les doutes persistants sur la sélection de site et la qualité géologique de Gorleben ont été reconnus par un ensemble de gouvernements régionaux (Länder). Signe d'un tournant politique majeur, ils apportaient leur soutien au lancement d'un nouveau processus de sélection à l'échelle du pays pour un site de stockage des déchets exothermiques. Un groupe de travail a été constitué, avec pour mission de trouver un compromis entre partis politiques et intérêts aux niveaux fédéral et régional concernant la future politique relative à une installation de stockage en profondeur.³²⁹ Deux ans plus tard, le parlement adoptait la Loi de 2013 sur la sélection d'un site de stockage (Standortauswahlgesetz ou StandAG). Ainsi, après quarante ans d'exploration, la construction d'une mine de 800 m de profondeur et d'infrastructures en surface, des confrontations et débats politiques acharnés, le travail d'exploration dans le dôme de sel de Gorleben était suspendu. Il n'y a plus de travaux en souterrain. Avec 113 fûts de déchets HA (5 contenant des combustibles usés et 108 contenant des déchets HA provenant du retraitement), et environ 7 000 tonnes – soit 6 % de l'inventaire de déchets FMA allemands – entreposés dans son installation d'entreposage temporaire, Gorleben est intégré au nouveau processus de sélection d'un site pour le stockage des déchets.

En 2014, une Commission sur le stockage des déchets nucléaires de haute activité a été mise en place afin de réaliser l'audit de la StandAG et développer les recommandations pour le processus de sélection des sites. Celles-ci définissent les normes de sûreté, les critères d'évaluation et une procédure itérative devant permettre la révision des décisions et établir la récupérabilité des déchets stockés. De plus, le processus de sélection doit être élargi à l'ensemble des roches-hôtes potentielles sur le territoire : argile, roches salines et cristallines. Le rapport final recommande un processus en trois phases s'appuyant sur la participation publique.³³⁰ En 2017, le gouvernement a intégré ces recommandations à la révision de la StandAG avec une date indicative de sélection d'un site fixée à 2031.

³²⁷ Arens, G. 2002, *Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte (AkEnd)* (Recommendations of the AkEnd. Committee on a Selection Procedure for deep disposal of radioactive waste)

³²⁸ von Hirschhausen, C. 2018, German Energy and Climate Policies: A Historical Overview. In *Energiewende "Made in Germany"* Springer, Cham. pp. 17-44.

³²⁹ Hocke, P. and Kallenbach-Herbert, B. 2015, Always the Same Old Story? in A Brunnengräber et al. *Challenges of Nuclear Waste Governance*, Springer VS, Wiesbaden, pp. 177-201.

³³⁰ German Commission on Storage of Highly Radioactive Materials 2016, *Abschlussbericht der Kommission zur Lagerung hochradioaktiver Abfälle K-Drs. 268* (Final Report by commission on the storage of high-level nuclear waste)

En parallèle, le gouvernement allemand a réorganisé les responsabilités de ses différentes agences, dans la perspective de renforcer la crédibilité et respecter l'exigence de distance. En 2016, une nouvelle loi a transféré les activités précédemment assurées par l'Office fédéral de radioprotection (BfS) à l'Office fédéral pour la sûreté de la gestion des déchets nucléaires (BfE) et la nouvelle société fédérale pour le stockage définitif (BGE)³³¹. L'ensemble des fonctions de réglementation, autorisation et supervision au niveau fédéral sont regroupées au sein du BfE ; les activités opérationnelles de sélection, construction et exploitation des dépôts géologiques profonds ont été transférées à la BGE, également responsable de la construction de la mine de Konrad (dont l'ouverture est aujourd'hui attendue pour 2027, soit plus d'un demi-siècle après la sélection du site).

La propriété des installations d'entreposage des déchets HA a été transférée à la société pour l'entreposage temporaire (BGZ), dont l'actionnaire unique est l'État fédéral. Dans les années à venir, les installations d'entreposage des déchets FMA sur le site des réacteurs seront également transférées à cette société publique.

Un comité national de suivi (Nationales Begleitgremium ou NBG) pluraliste a été mis en place pour assurer un rôle d'observateur du processus de sélection de site et mettre en œuvre la participation publique. Il a commencé ses travaux en décembre 2016.³³² La participation institutionnalisée de la société civile est une approche nouvelle en Allemagne. Pour l'instant, l'attention que le public porte à la procédure de sélection d'un nouveau site et sa participation au processus restent faibles.

COÛTS ET FINANCEMENT

Selon la loi sur l'énergie atomique (Atomgesetz, AtG), c'est aux exploitants de centrales nucléaires de payer le démantèlement et la gestion des déchets nucléaires, y compris le stockage définitif. Pour des raisons historiques, deux systèmes de financement coexistent. Le premier concerne les réacteurs de l'ex-Allemagne de l'Est, désormais détenus et gérés par l'État. Par exemple, le financement du démantèlement des réacteurs de Greifswald et Rheinsberg, en ex-RDA, est assuré en totalité par le ministère fédéral des Finances. Les dernières estimations de coûts (2016) pour ces deux sites s'élevaient à un total d'environ 6,5 Md€ (7,3 MdUS\$). Le second système de financement concerne les installations appartenant à des entreprises privées. Dans le cas des quelques prototypes de réacteurs en propriété mixte, la répartition des coûts au prorata entre les entreprises publiques et privées fait l'objet d'accords particuliers.³³³

En 2015, une société d'audit a évalué, pour le compte du gouvernement fédéral, le coût non-actualisé du démantèlement et de la gestion des déchets des 23 réacteurs nucléaires commerciaux à 47,5 Md€ (53,4 MdUS\$) :

- 19,7 Md€ (22,1 MdUS\$) pour le démantèlement et la démolition ;
- 9,9 Md€ (11,2 MdUS\$) pour les emballages, le transport, et les déchets d'exploitation ;
- 5,8 Md€ (6,5 MdUS\$) pour l'entreposage ;
- 3,7 Md€ (4,2 MdUS\$) pour une installation de stockage destinées aux déchets faiblement exothermiques et 8,3 Md€ (9,3 MdUS\$) pour une installation de stockage destinée aux déchets exothermiques. .³³⁴

³³¹ Government of Germany, Act on the reorganization of responsibility in nuclear waste management (Gesetz zur Neuordnung der Organisationsstruktur im Bereich der Endlagerung (BGBL., I, S. 1843 768/16).

³³² Pour plus d'informations, voir : http://www.nationales-begleitgremium.de/DE/Home/home_node.html

³³³ European Commission 2013, "EU Decommissioning Funding Data - Commission Staff Working Document," <http://aei.pitt.edu/42990/>, consulté le 28 juin 2019

³³⁴ Warth & Klein Grant Thornton AG Wirtschaftsprüfungsgesellschaft 2015, *Gutachtliche Stellungnahme zur Bewertung der Rückstellungen im Kernenergiebereich* (Expert Opinion on the Evaluation of Provisions in the Nuclear Energy Sector), consulté le 5 juin 2019

Les exploitants nucléaires ont constitué 38,2 Md€ (42,9 MdUS\$) de provisions. Ces fonds ont été collectés auprès des consommateurs sur le prix de l'électricité.³³⁵ Les coûts estimés sont clairement supérieurs aux provisions. Si le principe pollueur-payeur avait été appliqué avec rigueur (ce qui, en vertu de la loi sur l'énergie atomique, aurait dû être le cas), les exploitants auraient dû se déclarer en faillite.³³⁶ Face à la préoccupation croissante de voir les exploitants faire porter les coûts à la collectivité en cas de faillite, et négliger la sûreté et la sécurité des opérations de démantèlement, d'entreposage et de stockage des déchets pour des raisons économiques,³³⁷ le gouvernement a mis sur pieds une commission (KfK) chargée de la révision du système de financement.

Cette commission a recommandé un changement radical du système de financement, avec un transfert des responsabilités financière et organisationnelle de la gestion des déchets, des exploitants vers le gouvernement fédéral.³³⁸ Ses recommandations ont été intégrées dans la nouvelle loi.³³⁹ Les exploitants ont conservé la responsabilité du démantèlement et du conditionnement des déchets, mais sont déchargés des opérations de gestion des déchets en aval. C'est ainsi que les compagnies d'électricité ont dû transférer les provisions existantes – 24,1 Md€, y compris une prime de risque – vers un fonds externe public distinct. Le fonds pour le financement de la gestion des déchets nucléaires a été créé mi-2017 afin de s'assurer que l'argent était placé « de façon sûre et rentable ». Pour autant, responsabilité et risques futurs devront être assumés par la collectivité, contrevenant ainsi au principe pollueur-payeur.³⁴⁰ Au cours de son premier exercice financier, le fonds n'a investi qu'une fraction de ses actifs dont l'essentiel se trouve toujours à la banque centrale allemande (Bundesbank), avec un taux d'intérêt de 0,4 %. Ceci se traduit par environ 39 millions d'€ d'intérêts sur les six premiers mois d'existence.³⁴¹

RÉSUMÉ

Au cours des dernières années, l'Allemagne a engagé de nombreuses initiatives politiques portant sur la gestion des déchets radioactifs, en partie suite à l'accident de Fukushima en 2011 qui a eu un effet catalyseur sur la politique allemande. Une fois entériné l'accord sur l'arrêt progressif de l'ensemble des réacteurs à l'horizon 2022, l'attention politique s'est portée sur le démantèlement et l'entreposage/stockage des déchets. Quarante ans après le choix d'un premier site, qui avait curieusement porté sur le dôme de sel de Gorleben, une nouvelle procédure de recherche a été instituée par un remaniement des responsabilités, la création de nouvelles compagnies et agences de régulation fédérales, et la mise en place d'un fonds externe distinct pour la gestion des déchets. L'institutionnalisation de la participation de la société civile est une approche nouvelle en Allemagne. Reste à voir si des conditions équitables entre les différentes institutions ont été réellement établies. Jusqu'ici, l'intérêt du public pour la procédure de sélection d'un nouveau site et sa participation au processus restent faibles.

³³⁵ Irrek and Vorfeld 2015.

³³⁶ Kunz, F., Reitz, F., von Hirschhausen, C. and Wealer, B. 2018. Nuclear Power: Effects of Plant Closures on Electricity Markets and Remaining Challenges. In *Energiewende "Made in Germany"* Springer, Cham pp. 117-140.

³³⁷ von Hirschhausen, C. and Reitz, F. 2014. Nuclear power: phase-out model yet to address final disposal issue. *DIW Economic Bulletin*, 4(8), pp. 27-35.

³³⁸ Kommission zur Überprüfung der Finanzierung des Kernenergieausstiegs (KfK – Commission to Review the Financing of the Nuclear Phase-Out) 2016, "Verantwortung und Sicherheit – Ein neuer Entsorgungskonsens" (Responsibility and Safety – A New Disposal Consensus)

³³⁹ Government of Germany 2016, *Entwurf eines Gesetzes zur Neuordnung der Verantwortung in der kerntechnischen Entsorgung* – Drucksache 18/10469 (Act on the Reorganization of the Organizational Structure in the Field of Disposal) German Parliament, 18th Legislative Period, 29 November 2016.

³⁴⁰ Jänsch, E., Brunnengräber, A., von Hirschhausen, C. and Möckel, C. 2017. Wer soll die Zeche zahlen? Diskussion alternativer Organisationsmodelle zur Finanzierung von Rückbau und Endlagerung. (Who pays? Discussion of alternative organizational models for the finance of nuclear decommissioning and storage) *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society*, 26(2), pp. 118-120.

³⁴¹ Fonds zur Finanzierung der kerntechnischen Entsorgung (German Fund for the Financing of Nuclear Waste Management) 2018, *Business Report 2017*

L'Allemagne a hérité de grandes quantités de déchets, actuellement entreposées soit dans des installations centralisées, soit sur le site des réacteurs. L'Allemagne classe les déchets nucléaires en deux catégories : les déchets exothermiques, et ceux dont la production de chaleur est négligeable.

La future ligne en matière de gestion des déchets de haute activité reste très incertaine, alors que l'Allemagne ne fait qu'entamer le processus de sélection d'un site. La construction d'un site de stockage géologique profond pour les déchets de faible et moyenne activité à Konrad n'est pas terminée, et l'ouverture de l'installation est actuellement prévue pour 2027. D'ici là, l'ensemble des déchets de faible et moyenne activité se trouveront dans des installations d'entreposage temporaire. Pour le combustible usé et les déchets de haute activité, l'entreposage se poursuivra, au mieux, jusqu'en 2050. Le débat portant sur la nécessité de revoir la sûreté et les capacités d'entreposage s'intensifie, la sélection d'un site de stockage définitif ne devant pas être dictée par le manque de capacité ou des préoccupations de sûreté concernant l'entreposage temporaire.

L'Allemagne a acquis une certaine expérience en termes de démantèlement de réacteurs nucléaires. Il reste néanmoins difficile de mener à bien les opérations pour l'ensemble des réacteurs en phase de post-exploitation dans les temps et sans faire exploser le budget. Toutes les estimations de coûts futurs – en particulier pour la gestion des déchets – restent incertaines à cause des taux d'intérêts et de la hausse des coûts. Il est légitime de se demander si les ressources financières mises en réserve dans le fonds permettront de couvrir ces coûts.

7.4 HONGRIE

CONTEXTE

L'histoire de l'énergie nucléaire en Hongrie remonte aux années soixante et la décision, en 1966, du gouvernement hongrois de construire une centrale de quatre réacteurs. La construction de Paks a ainsi commencé en 1974, et la production d'électricité en 1982. Les quatre tranches sont des réacteurs à eau sous pression (VVER – 440/213). La centrale de Paks est la seule au monde dont les réacteurs de ce type fonctionnent en cycle prolongé : le rechargement en combustible a lieu tous les 15 mois au lieu de 12.³⁴² Conformément au programme d'extension de leur durée d'exploitation de 2012, les quatre réacteurs devraient fonctionner jusqu'au milieu des années 2030.

En 2018, leur disponibilité était élevée (89 %), et ils ont produit de l'ordre de 15 TWh, soit environ la moitié de la production électrique du pays.³⁴³

En janvier 2014, le gouvernement hongrois a signé avec la Fédération de Russie un accord intergouvernemental portant sur la construction de deux réacteurs supplémentaires, d'une puissance unitaire de 1 200 MW. Ceux-ci seront construits à Paks, à 100 km au sud de Budapest. La construction de Paks II n'a pas encore commencé, et les perspectives de mise en service pourraient donc être repoussées.

L'unique mine d'uranium en Hongrie a été fermée en 1997, faute d'efficacité.³⁴⁴ Avec l'extension prévue de Paks, la compagnie Hungarian Uranium Resources Ltd. envisage la réouverture de la mine, mais les autorités ont rejeté en première instance l'autorisation environnementale pour l'investissement. La Hongrie ne dispose pas de capacité de retraitement du combustible usé.

SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES DÉCHETS

Le système de classification des déchets est exposé dans le programme national de gestion des combustibles usés et des déchets radioactifs. Conformément à son premier principe, les déchets produits dans les zones contrôlées sont considérés comme radioactifs, jusqu'à preuve du contraire.³⁴⁵ Le programme se fonde sur les recommandations de l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique (AIEA) et la directive européenne 2011/70/EURATOM. Selon la deuxième loi sur l'énergie atomique de 1996, il incombe au gouvernement d'organiser le stockage définitif des déchets radioactifs.³⁴⁶

En Hongrie, les déchets sont classés de quatre façons : en fonction de leur état, de la production de chaleur, de la concentration de radioactivité et de la demi-vie.

- Les déchets classés selon leur état peuvent être solides, d'origine biologique, liquides et non-inflammables, liquides et inflammables, ou gazeux ;
- Sur la base du caractère exothermique on distingue les déchets de faible et moyenne activité (FMA) et les déchets de haute activité (HA) ;

³⁴² Pour des informations complémentaires sur le cœur du réacteur, (VVER-440/213), voir le site web du réacteur de Paks : http://www.atomeromu.hu/en/Documents/2_Structure_of_Paks_npp.pdf

³⁴³ Paks Nuclear Power Plant Website, consulté le 26 février 2019, <http://www.atomeromu.hu/hu/Rolunk/Hirek/Lapok/HirReszletek.aspx?hirId=650>

³⁴⁴ Paks Nuclear Power Plant Website, "Mining of uranium ore", consulté le 26 février 2019, http://www.atomeromu.hu/en/Documents/7_Life_of_uranium_1.pdf

³⁴⁵ Government of Hungary 2017, "Hungary's national program for spent fuel and radioactive waste management", consulté le 26 février 2019, http://www.mmediu.ro/app/webroot/uploads/files/2017-05-09-Program_national_HU.pdf

³⁴⁶ Government of Hungary, Act CXVI of 1996 on Atomic Energy, consulté le 26 février 2019, [https://www.oah.hu/web/v3/HAEAportal.nsf/CE4542A95AC3D4EBC1257F0A0040FAF3/\\$File/1996_116_tv_EN_2017_06_24_2017_12_31.pdf](https://www.oah.hu/web/v3/HAEAportal.nsf/CE4542A95AC3D4EBC1257F0A0040FAF3/$File/1996_116_tv_EN_2017_06_24_2017_12_31.pdf)

- Les catégories faible, moyenne et haute activité sont également utilisées pour distinguer les déchets en fonction de leur niveau d'activité ;
- Les déchets classés par période radioactive peuvent être à vie courte, moyenne ou longue (au-delà de 30 ans).³⁴⁷

Le décret 23/1997 définit le seuil d'exemption (ou de libération) pour les déchets de faible activité. La réglementation hongroise dispose également d'un autre système de classification des déchets radioactifs en fonction du débit de dose gamma à 10 cm de la surface des colis. Dans ce contexte, pour les déchets de faible activité il est inférieur à 0,3 millisievert par heure (mSv/h) et supérieur à 10 mSv/h pour les déchets de haute activité.

QUANTITÉS DE DÉCHETS

Le gouvernement hongrois communique régulièrement sur les quantités de combustibles usés et de déchets radioactifs. Il présente des rapports dans le cadre de la Convention commune de l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique (AIEA), le dernier pour la réunion de 2018. Jusqu'en 1998, la Hongrie expédiait les combustibles usés en Russie pour retraitement (2 331 assemblages soit 273 tonnes de métal lourd). Depuis, les combustibles usés sont entreposés dans l'installation SFISF (Spent Fuel Intermediate Storage Facility) proche de la centrale de Paks.

TABLEAU 15: Déchets nucléaires en Hongrie – Situation au 31 décembre 2016

Type de déchets	Type d'entreposage	Site d'entreposage	Quantité
CU (HA)	Entreposage (sous eau)	Piscine d'entreposage des réacteur – Paks	1 800 assemblages
	Entreposage (à sec)	SFISF – Paks	8 707 assemblages
HA	Entreposage	Paks	102 m ³
FMA LIQUIDE	Entreposage	Réservoirs d'entreposage des réacteurs – Paks	8 131 m ³
FMA SOLIDE	Entreposage	Installation d'entreposage – Paks	1 835 m ³
	Entreposage	Dépôt à faible profondeur – RWTDF	225 m ³
	Déchets stockés	Dépôt à faible profondeur – RWTDF	4 900 m ³
	Entreposage	Dépôt à faible profondeur – NRWR	430 m ³
	Déchets stockés	Dépôt à faible profondeur – NRWR	876 m ³
TFA	n.d.		
RÉSIDUS DES MINES D'URANIUM	Verses + bassin de décantation	Remis en culture	10 millions de m ³ de stériles et 3,4 millions m ³ de déchets de lixiviation

Source : Government of Hungary 2017, National Report Sixth Report prepared within the framework of the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management
 Notes : CU = Combustibles usés. SFISF = Spent Fuel Interim Storage Facility. RWTDF = Radioactive Waste Treatment and Disposal Facility. NRWR = National Radioactive Waste Repository.

³⁴⁷ Government of Hungary 2017, National Report Sixth Report prepared within the framework of the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management

Selon le Rapport National, les déchets du démantèlement rejoindront une installation différente (dans les environs de Boda, au sud du pays). L'estimation de la quantité de déchets issus du démantèlement de Paks représente 9 147 containers de 1,8 m³ pour les déchets de faible activité et 2 846 containers de 3,6 m³ pour les déchets de moyenne activité. Le volume brut de déchets de démantèlement et d'exploitation de haute activité qui seront stockés dans le site de stockage géologique prévu est estimé à 300 m³.

POLITIQUES ET ÉQUIPEMENTS DE GESTION DES DÉCHETS

L'approche hongroise de gestion des déchets radioactifs est définie par la Loi sur l'énergie atomique de 1996.³⁴⁸ La Public Limited Company for Radioactive Waste Management est responsable de l'ensemble des quatre sites de stockage hongrois. Deux installations sont destinées aux déchets de la filière électronucléaire :

- Le Dépôt national pour les déchets radioactifs (NRWR – National Radioactive Waste Repository) à Bataapáti, où sont entreposés les déchets de faible et moyenne activité de la centrale de Paks. Les déchets solides qui y arrivent sont compactés, généralement en fût de 200 litres. Les déchets liquides sont collectés dans des cuves. La capacité de cette installation d'entreposage est de 3 000 fûts.³⁴⁹
- L'installation d'entreposage des combustibles irradiés (SFISF – Spent Fuel Interim Storage Facility) près de la centrale de Paks. Cette installation est entrée en service en 1998. Jusque-là, les combustibles usés étaient renvoyés en Russie. Depuis que la Hongrie doit assurer elle-même la gestion de ses combustibles usés, la capacité d'entreposage totale a été développée, et elle est actuellement de 9 308 assemblages de combustible.³⁵⁰

De plus, certains déchets de faible activité provenant de Paks ont été temporairement entreposés à la RWTDF (Radioactive Waste Treatment and Disposal Facility – Installation de traitement et de stockage des déchets radioactifs), essentiellement destinée aux déchets ne provenant pas de la filière électronucléaire.³⁵¹

La loi sur l'énergie atomique régit la gestion des déchets nucléaires et autorise le gouvernement à définir par décrets les prescriptions dans ce domaine. La loi sert de cadre général pour la construction et la maintenance des installations de stockage et d'entreposage des combustibles usés. Après l'entrée de la Hongrie dans l'Union Européenne, la loi a été adaptée pour se conformer à la réglementation européenne et Euratom. Cette loi stipule que la gestion des déchets radioactifs ne doit pas constituer un fardeau pour les générations futures. Elle a instauré l'Agence publique pour la gestion des déchets radioactifs, qui a fonctionné de 1998 à 2008, avant de devenir la Public Limited Company for Radioactive Waste Management (PURAM). Depuis 2008, PURAM est responsable de l'exploitation de l'entreposage et du stockage des déchets radioactifs, et de l'actualisation de la planification des activités financées par le Fonds financier nucléaire central (Central Nuclear Financial Fund).

En 1971, le gouvernement hongrois a décidé de construire la RWTDF pour les déchets de faible et moyenne activité ne provenant pas de la filière électronucléaire. En 1995, un programme national portant sur les déchets de haute activité à vie longue était annoncé, suite à quoi PURAM a mis en place une installation d'entreposage des combustibles usés à côté de la centrale de Paks. Cette installation a la capacité (dans les 36 modules prévus) d'entreposer les combustibles usés pour une période d'au moins 50 ans. En 2012, la moitié de l'installation avait été construite.

³⁴⁸ Government of Hungary, Act CXVI of 1996 on Atomic Energy

³⁴⁹ Hungarian National Radioactive Waste Repository (NRWR) n.d., "16 drums loaded into 4 transport frames can be put on the vehicle," consulté le 26 février 2019, <http://www.rhk.hu/en/our-premises/nrwr/>

³⁵⁰ Hungarian National Radioactive Waste Repository (NRWR) n.d., "History of spent fuel storage," consulté le 26 février 2019, <http://www.rhk.hu/en/our-premises/isfs/history/>

³⁵¹ Oroszi, B. 2019, "Tritium Leak and Waste Packaged in Plastic Bags: Questions about the Nuclear Cemetery," February 27, consulté le 26 février 2019, <https://english.atlatszo.hu/2019/02/27/tritium-leak-and-waste-packaged-in-plastic-bags-questions-about-the-nuclear-cemetery/>

Les déchets de faible et moyenne activité provenant de Paks sont envoyés à Bataapáti.³⁵² Le permis d'exploitation autorise l'entreposage tampon de 3 000 fûts (de 200 litres chacun) de déchets solides de faible et moyenne activité. Selon PURAM, la capacité du site de stockage de Bataapáti permettra de répondre aux besoins de la centrale de Paks, et l'espace souterrain sera développé pour répondre aux besoins pour toute la durée d'exploitation de la centrale de Paks I.³⁵³

En 2015, le gouvernement a engagé la recherche d'un stockage géologique profond dans les environs de Boda. En l'état actuel des connaissances scientifiques, l'argile serait le milieu le plus adapté en Hongrie. Le processus de recherche en est au stade de la sélection du meilleur site. Selon les derniers plans, le site serait construit entre 2030 et 2064 pour entrer en service après le début du démantèlement de Paks.

En 1996, les maires des communes potentiellement impactées ont fondé une association pour défendre leurs intérêts. L'association a entre autres missions la diffusion d'information sur le processus de recherche, le contrôle du réseau de surveillance et le développement diversifié des communes membres. Elle organise avec PURAM un événement annuel au cours duquel des professionnels présentent des informations et apportent une perspective internationale sur le stockage définitif des déchets de haute activité. Depuis 2003 PURAM mène tous les deux ans une enquête d'opinion dans la région sur les connaissances liées à la recherche d'un site de stockage des déchets et son degré d'acceptation au sein de la population locale.³⁵⁴ Les seules sources auprès desquelles les habitants peuvent obtenir des informations, sont l'association des municipalités et PURAM (les sources officielles).

COÛTS ET FINANCEMENT

La loi sur l'énergie atomique régit le financement du démantèlement de la centrale de Paks. Elle a institué le Central Nuclear Financial Fund, qui a commencé à fonctionner en 1998. Il s'agit d'un fonds du Trésor qui fait partie du budget de l'État. Afin d'en garantir la stabilité financière, le fonds reçoit un soutien du budget central de l'État. Jusqu'en 2014, il était géré par la National Atomic Energy Authority ; depuis il est géré par le ministère du Développement national. Selon la proposition budgétaire du Central Nuclear Financial Fund, les dépenses prévues pour la gestion présente des déchets et autres projets de gestion des déchets (la recherche d'un site de stockage pour les déchets de haute activité ou la préparation du démantèlement des installations nucléaires par exemple) s'élèveraient à 14,8 Md HUF (53 millions de US\$), alors que les recettes affectées au fonds représenteront 27 Md HUF (97 millions de US\$) en 2019.³⁵⁵ Le montant total du fonds avait atteint 255 Md HUF (910 millions de US\$) en 2016.³⁵⁶

³⁵² Le dépôt a été mis en service en 2008. Pour plus d'informations sur son histoire, voir

<http://www.rhk.hu/en/our-premises/nwr/history/>

³⁵³ Government of Hungary 2005, Second Report prepared in the framework of the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, consulté le 26 février 2019,

[http://www.oah.hu/web/v3/HAEAportal.nsf/5E4C87A0B24A7094C1257C5C00364137/\\$FILE/nationrep2.pdf](http://www.oah.hu/web/v3/HAEAportal.nsf/5E4C87A0B24A7094C1257C5C00364137/$FILE/nationrep2.pdf)

³⁵⁴ Public Limited Company for Radioactive Waste Management (PURAM) n.d., "Lakossági kapcsolatok és kommunikáció" (Public relations and communications), consulté le 8 mars 2019,

<http://www.rhk.hu/projektjeink/nagy-aktivitasu-hulladekok/lakossagi-kapcsolatok/#>

³⁵⁵ Parliament of Hungary 2019, A Központi Nukleáris Pénzügyi Alap 2019. évi költségvetési javaslat (Budgetary proposal of the Central Nuclear Financial Fund in 2019), consulté le 8 mars 2019, <https://www.parlament.hu/irom41/00503/adatok/fejezetek/66.pdf>

³⁵⁶ Public Limited Company for Radioactive Waste Management (PURAM) n.d. "A feladatok finanszírozása" (Financing tasks), consulté le 8 mars 2019, <http://www.rhk.hu/rolunk/mandatumunk/finanszirozasa/>

Le principe pollueur-payeur est inscrit dans la loi, en ce sens que les institutions qui produisent des déchets doivent en payer la gestion. Ainsi, le fonds est financé par l'ensemble des installations productrices de déchets radioactifs, avec Paks comme plus important contributeur (environ 90 % des revenus annuels du fonds proviennent de la centrale). Une part importante du fonds est consacrée à la maintenance des sites de stockage et au budget de PURAM. Sur le long terme, il est prévu que près de la moitié du budget du fonds soit affectée à la gestion des combustibles usés et un quart au démantèlement de Paks. Les dépenses totales des activités concernant les quatre réacteurs en service financées par le fonds à l'horizon 2084 sont chiffrées à 5,4 Md€ (6,24 MdUS\$). Selon les accords actuels, les paiements effectués par la centrale de Paks en couvriront moins de la moitié.

Reste à savoir comment le reste sera financé. Bien que les fonds rassemblés figurent dans le budget du Central Nuclear Financial Fund, leur disponibilité réelle est incertaine. Selon la Cour des comptes hongroise, le montant inscrit sur le compte bancaire n'est pas fondé sur une réelle épargne, ce qui posera des problèmes par la suite, au moment où les dépenses se présenteront. Les coûts futurs des nouveaux réacteurs en projet à Paks ne sont pas encore couverts par le fonds.³⁵⁷

RÉSUMÉ

Alors que l'histoire nucléaire de la Hongrie remonte aux années soixante, la gestion des déchets radioactifs en est toujours à ses balbutiements. Le cadre réglementaire de la gestion des déchets a subi plusieurs modifications au cours des décennies écoulées, afin d'intégrer la législation européenne. De plus, la Hongrie a mis en œuvre la plupart des recommandations juridiques et réglementaires de l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique. La Hongrie a des plans à long terme en matière de gestion des déchets nucléaires, mais risque de ne pouvoir les réaliser d'ici à ce que Paks II ne soit construite. Le Central Nuclear Financial Fund a été créé pour couvrir les coûts de gestion des combustibles usés et du démantèlement des quatre réacteurs actuellement en service à Paks, mais il ne couvre pas les 5,4 Md€ (6,24 MdUS\$) prévus à long terme. De plus, même si la recherche sur le stockage des déchets radioactifs se poursuit, il n'est pas du tout certain que le meilleur niveau possible de sûreté puisse être assuré. Il y a actuellement deux installations principales pour la gestion des déchets. Cependant, il y a un besoin urgent d'un site de stockage définitif. Les quantités de déchets vont augmenter de façon considérable, pas seulement à cause du démantèlement des quatre réacteurs actuels de Paks, mais aussi des deux nouveaux réacteurs de Paks II en projet.

³⁵⁷ Koritár, Z. 2018, "Postponed Policy", in A Brunnengraber et al. *Challenges of Nuclear Waste Governance*, Springer VS, Wiesbaden, pp. 123-137.

7.5 SUÈDE

CONTEXTE

Les activités nucléaires de la Suède ont commencé à la fin des années quarante avec un programme à double vocation, civile et militaire, basé sur la technologie des réacteurs à eau lourde. Deux réacteurs de recherche ont été mis en service en 1954 et 1960. Un troisième réacteur, souterrain, mis en service en 1964, a servi à alimenter un réseau de chaleur local, et à fournir un peu d'électricité au réseau électrique, mais son objectif principal était de fournir du plutonium pour le programme d'armement nucléaire suédois. Ces trois réacteurs ont été ou sont en cours de démantèlement.

A l'issue d'un long débat public, le gouvernement a décidé au milieu des années soixante d'abandonner son programme militaire, ainsi que la filière à eau lourde. À la place, neuf réacteurs à eau bouillante et trois réacteurs à eau sous pression ont été mis en service entre 1972 et 1985, sur quatre sites différents.

Au fil du temps, et avec une accélération récente, la Suède a réduit sa capacité nucléaire. Deux réacteurs de la centrale de Barsebäck, près de la frontière danoise, ont été fermés en 1999 et 2005. Deux des trois réacteurs de la centrale d'Oskarshamn ont été fermés en 2015 et 2017. À Ringhals, deux réacteurs seront fermés en 2019 et 2020, et les deux autres resteront en exploitation. Il y a trois réacteurs en service à Forsmark. En 2018, les huit réacteurs suédois en service ont produit environ un tiers de l'électricité du pays.³⁵⁸

Depuis 2016, un accord politique prévoit une production d'électricité 100 % renouvelable à l'horizon 2040 en Suède, mais il n'y a, en parallèle, pas de programme pour l'arrêt des six réacteurs qui continueront à fonctionner après 2020. L'accord stipule seulement que le nucléaire ne doit pas être subventionné et que les réacteurs encore en service devront être arrêtés lorsqu'ils ne seront plus rentables. Même si l'interdiction formelle de nouvelles constructions a été levée en 2010, il n'y a pas de projet de construction de nouveaux réacteurs en Suède actuellement.

Dans les années soixante, une installation de retraitement souterraine était prévue, mais sa construction n'a jamais commencé. Des travaux de recherche et développement en matière de retraitement ont toutefois été menés dans les années soixante, générant un flux de déchets qui constitue la majeure partie du problème des déchets anciens suédois. Les déchets de haute activité issus du retraitement lié à ces activités ne se trouvent plus en Suède. À la fin des années soixante-dix, la Suède a signé des contrats de retraitement avec la France et le Royaume-Uni, mais finalement seules 140 tonnes ont été retraitées au Royaume-Uni. Pour des raisons à la fois commerciales et de non-prolifération, la Suède a décidé vers 1980 d'opter uniquement pour le stockage direct du combustible usé.

³⁵⁸ World Nuclear Association Website 2018, "Nuclear Energy in Sweden", consulté le 22 avril 2019, <https://www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles/countries-o-s/sweden.aspx>

La Suède dispose d'un site de stockage en exploitation pour les déchets de faible et de moyenne activité à vie courte, et la procédure d'autorisation pour un site destiné au combustible usé est en cours. Un site de stockage pour les déchets de moyenne activité à vie longue est également prévu.

Une installation d'extraction de l'uranium à Ranstad a brièvement fonctionné dans les années soixante. Elle a été démantelée dans les années quatre-vingt-dix, et la réhabilitation environnementale est considérée comme achevée. Il existe également une usine de fabrication de combustible à Västerås, qui appartient actuellement à Westinghouse.

SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES DÉCHETS

La Suède distingue les déchets nucléaires sur la base de leur activité et de leur durée de vie. Le système de classification a été développé par SKB, la compagnie suédoise de gestion du combustible usé et des déchets, et comporte les cinq catégories suivantes :³⁵⁹

TABLEAU 16: Catégories de déchets nucléaires en Suède - 2018

Type de déchets	Destination	Définition	Autres remarques
MATIÈRES LIBÉRÉES	Sans besoin de site de stockage	Matières dont les faibles niveaux d'activité leur permettent d'être libérées du contrôle réglementaire	aucune
DÉCHETS DE TRÈS FAIBLE ACTIVITÉ À VIE COURTE (TFA-VC)	Décharge à faible profondeur	Présence de petites quantités de radionucléides à vie courte de période inférieure à 31 ans (et dont le débit de dose par colis est inférieur à 0,5 mSv/h). Les radionucléides à vie longue (période supérieure à 31 ans) peuvent être présents en quantité limitée	aucune
DÉCHETS DE FAIBLE ACTIVITÉ À VIE COURTE (FA-VC)	Centre de stockage pour les déchets à vie courte (SFR)	Présence de radionucléides à vie courte de période inférieure à 31 ans en petites quantités. Le débit de dose par colis (et déchets sans protection radiologique) est inférieur à 2 mSv/h. Les radionucléides à vie longue (période supérieure à 31 ans) peuvent être présents en quantité limitée	aucune
DÉCHETS DE MOYENNE ACTIVITÉ À VIE COURTE (MA-VC)	Centre de stockage pour les déchets à vie courte (SFR)	Présence de quantités importantes de radionucléides à vie courte de période inférieure à 31 ans. Le débit de dose par colis est inférieur à 500 mSv/h. Les radionucléides à vie longue (période supérieure à 31 ans) peuvent être présentes en quantité limitée	Besoin de protection radiologique en cours de transport
DÉCHETS DE FAIBLE ET MOYENNE ACTIVITÉ À VIE LONGUE	Dépôt final pour les déchets à vie longue (SFL)	Quantités importantes de radionucléides à vie longue (période supérieure à 31 ans), dépassant la limite autorisée pour les déchets à vie courte	Besoin de confinement spécial en cours du transport
COMBUSTIBLE USÉ/ DÉCHETS DE HAUTE ACTIVITÉ (HA)	Dépôt final pour le combustible usé	Déchets dont la chaleur de décroissance est généralement >2kW/m ³ et qui contiennent des quantités importantes de radionucléides à vie longue (période supérieure à 31 ans) dépassant la limite autorisée pour les déchets à vie courte	Besoin de refroidissement et de protection radiologique pendant l'entreposage et le transport

Source : SSM 2018

La classification suédoise diffère légèrement des définitions de l'AIEA et à la place des des déchets de faible activité (DFA) de l'Agence, la Suède s'intéresse à leur période (vie courte). Les catégories suédoises de faible activité et de moyenne activité à vie courte (FA-VC et MA-VC) correspondent à celle des déchets de faible activité (DFA) de la nomenclature AIEA.

³⁵⁹ Swedish Radiation Safety Authority 2018, Sweden's second National Report on Implementation of Council Directive 2011/70/Euratom, consulté 22 avril 2019, <https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/en/press/news/2018/swedens-implementation-of-nuclear-waste-directive-reported-to-european-commission/>

QUANTITÉS DE DÉCHETS

Les inventaires sont publiés par le ministère suédois de l'environnement et de l'énergie et par l'autorité de sûreté nucléaire (SSM – Swedish Radiation Safety Authority) tous les trois ans dans le rapport soumis à la Convention commune³⁶⁰ de l'AIEA, ainsi que dans le rapport publié dans le cadre de la directive européenne sur la gestion des déchets.³⁶¹ Les derniers inventaires publiés portent sur la situation au 31 décembre 2016, et sont présentés au [Tableau 17](#).

TABLEAU 17: Déchets nucléaires en Suède – Situation au 31 décembre 2016

Type de déchets	Type d'entreposage	Site d'entreposage	Quantités
COMBUSTIBLE USÉ (HA)	Entreposage (sous eau)	Sites des réacteurs	2 387 assemblages ou 492 tML*
	Entreposage (sous eau)	Entreposage centralisé à faible profondeur (CLAB) en piscines, à 75 mètres sous terre sur le site de la centrale d'Oskarshamn	31 817 assemblages ou 6 267 tML**
HA	Combustible utilisé exporté pour retraitement	140 tML d'Oskarshamn vers le Royaume-Uni ; 56 tML de Barsebäck vers la France	206 tML***
FA-VC ET MA-VC	Entreposage	Site de Studsvik et des centrales	8 500 m ³
MA-VL	Entreposage	Site de Studsvik, des réacteurs, et installation d'entreposage centralisé (CLAB)	5 300 m ³
TFA	Entreposage	Site des réacteurs	2 900 m ³
FA-VC ET MA-VC	Déchets stockés	Dépôt à faible profondeur (SFR) à 50 mètres sous le fond de la mer, à l'écart de la centrale de Forsmark	38 922 m ³
TFA	Décharge à faible profondeur	Décharges à faible profondeur sur le site des centrales (sauf Barsebäck) et à Studsvik	27 841 m ³

Source : SKB 2017

Notes : * comprend 0,04 tML de combustible utilisé provenant du réacteur de recherche R1 à Studsvik. ** comprend 2,7 tML de morceaux de combustible utilisé provenant de la cellule chaude de l'installation de recherche nucléaire de Studsvik et 22,5 tML de combustible utilisé MOX provenant d'Allemagne. *** De plus, 4,7 tML de combustible utilisé du réacteur de recherche R1 ont été expédiées au Royaume-Uni pour retraitement, et au moins 13 tML de combustible utilisé du réacteur de recherche R2/R2-0 ont été envoyées aux États-Unis et en Belgique pour retraitement.

Il y a actuellement près de 7 000 tonnes de combustible utilisé en Suède, pour la plupart dans le centre d'entreposage centralisé sous eau (CLAB). Le combustible utilisé ne reste que quelques années dans les piscines des réacteurs. Environ 8 500 m³ de déchets de faible et moyenne activité à vie courte et 5 300 m³ de déchets de moyenne activité à vie longue sont actuellement entreposés. Les déchets hérités du passé se trouvent essentiellement à Studsvik, mais il s'en accumule de plus en plus sur le site des réacteurs en cours de démantèlement. Les déchets d'exploitation de faible et moyenne activité à vie courte des réacteurs sont envoyés vers une installation de stockage existante (SFR) où sont déjà stockés près de 40 000 m³ de déchets. Les déchets de très faible activité sont placés dans des décharges à faible profondeur ; il y en a déjà 30 000 m³ répartis dans quatre installations. Il y a également 2 900 m³ de déchets de très faible activité encore entreposés.

³⁶⁰ Swedish Ministry of the Environment and Energy 2017, *Sweden's sixth national report under the Joint Convention on the safety of spent fuel management and on the safety of radioactive waste management*, Ds 2017:51, consulté le 22 avril 2019, <https://www.regeringen.se/rattsliga-dokument/departementsserien-och-promemorior/2017/10/ds-201751/>

³⁶¹ Swedish Radiation Safety Authority 2018, *Sweden's second National Report on Implementation of Council Directive 2011/70/Euratom*, consulté le 22 avril 2019, <https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/en/press/news/2018/swedens-implementation-of-nuclear-waste-directive-reported-to-european-commission/>

Selon les scénarios de l'industrie concernant la durée d'exploitation des réacteurs, la quantité totale de combustible utilisé devrait atteindre 11 400 tonnes. Une fois l'ensemble des réacteurs démantelés la quantité de déchets devrait atteindre 153 000 m³ pour les déchets de faible et moyenne activité à vie courte et 16 400 m³ pour les déchets de moyenne activité à vie longue.³⁶²

POLITIQUES ET ÉQUIPEMENTS DE GESTION DES DÉCHETS

En vertu de la loi de 1984 sur les activités nucléaires, l'industrie nucléaire et ses exploitants portent la responsabilité du financement de la gestion ainsi que du stockage des déchets radioactifs.³⁶³ Cette loi est actuellement en cours de révision. L'industrie doit présenter tous les trois ans un rapport de recherche et développement au régulateur, la SSM (Swedish Radiation Safety Authority). Le gouvernement doit examiner et approuver le rapport et peut l'assortir de conditions. C'est la seule possibilité dont celui-ci dispose pour demander des modifications aux plans de gestion des déchets radioactifs de l'industrie, ce qu'il n'a que rarement fait.

Le régulateur, la SSM, examine les demandes d'autorisation des installations nucléaires comme des sites de stockage des déchets, conformément à la Loi sur les activités nucléaires. Depuis la fin des années quatre-vingt-dix, toutes les installations nucléaires doivent également recevoir des autorisations conformément au Code de l'environnement suédois. Dans le cadre de ce double processus d'autorisation la SSM et la Cour environnementale transmettent leurs recommandations au gouvernement suédois, à qui revient la décision finale d'autorisation.

L'industrie nucléaire a monté une entreprise privée chargée de s'acquitter de ses responsabilités. La société suédoise de gestion du combustible et des déchets nucléaires (SKB) exploite les installations existantes et en développe de nouvelles. Une autre compagnie, Svafo AB, a été créée pour prendre en charge des déchets hérités, essentiellement composés de déchets nucléaires provenant des anciens programmes de recherche civils et militaires. Depuis 2009, Svafo AB est détenue par l'industrie nucléaire.

Le combustible utilisé déchargé des réacteurs est dans un premier temps refroidi pendant plusieurs années. Il est ensuite transporté vers l'installation d'entreposage centralisé, CLAB, implantée sur le site de la centrale nucléaire d'Oskarshamn. Cette installation d'entreposage sous eau dispose de deux piscines situées dans des cavités à 50 mètres de profondeur dans le granite. Le combustible utilisé des autres réacteurs y est acheminé par un bateau spécifique, le Sigrid, qui effectue également le transport d'autres déchets radioactifs entre les sites nucléaires.

Comme les autres pays, la Suède travaille depuis longtemps sur le stockage des déchets de haute activité en formation géologique profonde. Depuis le milieu des années soixante-dix, l'industrie développe un concept de stockage des combustibles usés baptisé KBS-3. Il est prévu d'implanter un dépôt à 500 mètres de profondeur dans la roche granitique. Le combustible sera encapsulé dans des conteneurs en cuivre de 5 cm d'épaisseur qui seront déposés dans des alvéoles creusées dans le sol de galeries souterraines. Les conteneurs seront ensuite enveloppés d'argile bentonite, qui sera également utilisée pour remplir les galeries. De l'eau traverse la roche granitique, mais le cuivre et l'argile sont censés offrir une barrière artificielle permettant d'isoler les déchets de l'environnement pendant des centaines de milliers d'années.

Le processus de sélection du site de stockage a été long et compliqué. C'est en 2009 que la société de gestion des déchets nucléaires SKB a finalement retenu la roche granitique de la centrale nucléaire de Forsmark.

³⁶² Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company (SKB) 2017, Plan 2016. *Costs from and including 2018 for the radioactive residual products from nuclear power. Basis for fees and guarantees for the period 2018–2020*, SKB TR-17-02, pp. 35–36, consulté le 22 avril 2019, <http://www.skb.com/publication/2487964/>

³⁶³ Swedish National Council for Nuclear Waste 2011, *Licensing under the Environmental Code and the Nuclear Activities Act of a final repository for spent nuclear fuel* Report 2011:2e, consulté le 22 avril 2019 https://www.karnavfallsradet.se/sites/default/files/documents/report_2011_2.pdf

En 2011, une demande d'autorisation a été déposée, puis en janvier 2018, à l'issue d'une longue procédure, le régulateur (SSM) et le Tribunal environnemental ont transmis leur avis au gouvernement. Le Tribunal recommandait de ne pas accorder l'autorisation au titre du Code de l'environnement, à moins que l'intégrité des conteneurs en cuivre puisse être démontrée, de sorte à garantir une sûreté adéquate à long-terme. De son côté la SSM recommandait au gouvernement d'approuver l'autorisation, considérant que tout problème relatif aux containers en cuivre pourrait être traité ultérieurement, dans le cadre du processus de décision par étapes défini dans la Loi sur les activités nucléaires. La demande d'autorisation est désormais en cours d'examen par le gouvernement, et on ignore encore si la question de la corrosion du cuivre constituera un problème majeur dans la suite du processus. Une décision du gouvernement pourrait intervenir en 2020.

Si la décision du gouvernement est favorable, il accordera dans un premier temps la “recevabilité” au titre de Code de l'environnement et pourra l'assortir de conditions. La Tribunal environnemental devra délivrer une autorisation sous conditions. Ensuite, le gouvernement accordera une autorisation au titre de la Loi sur les activités nucléaires, et la SSM entamera le processus de prise de décision par étapes, qui définira les échéances de début de construction, phase pilote d'exploitation puis l'exploitation à pleine capacité. Ce processus va prendre encore quelques années, et il est peu probable que la construction ne commence avant 2025. Si l'autorisation est accordée, la construction devrait prendre une dizaine d'année pour une durée d'exploitation d'une soixantaine d'années.

Outre le projet de site de stockage géologique profond pour les déchets HA, il existe plusieurs autres centres de stockage en service ou en projet, destinés aux autres types de déchets :

- Projet de site de stockage spécifique baptisé SFL, destiné aux déchets de faible et moyenne activité à vie longue (FMA-VL). La SKB n'a toutefois pas encore présenté sa méthodologie ni entamé le processus de recherche de sites potentiels.
- Installation d'entreposage temporaire essentiellement destinée aux déchets FMA-VL, dans une cavité rocheuse sur le site de Studsvik. Les déchets sont d'origines diverses, en majorité composés de déchets anciens.
- Centre de stockage SFR, mis en service en 1983, destiné aux déchets de faible et moyenne activité à vie courte (FA-VC et MA-VC) provenant des réacteurs. Le dépôt se trouve à 75 mètres sous le fond marin à l'écart de la centrale de Forsmark. Une procédure d'autorisation est en cours pour un projet d'extension à une profondeur de 120 mètres sous le fond marin destinée aux déchets du démantèlement. Des problèmes d'intégrité des barrières en béton et de corrosion de conteneurs sont apparus dans le SFR. De nombreux containers renfermant des déchets anciens doivent également être récupérés en raison d'incertitudes sur leur contenu ou parce que l'on sait désormais qu'ils contiennent des déchets à vie longue.
- Au centre de recherches nucléaires de Studsvik, un laboratoire chaud sert à réaliser des essais commerciaux sur des échantillons de combustibles usés. L'installation comprend aussi un incinérateur qui permet de compacter les déchets, et une fonderie de décontaminer et fondre le métal radioactif qui est ensuite libéré (sans condition). À partir des années quatre-vingt les installations de Studsvik ont été progressivement privatisées. En 2017, Cyclife, filiale de la compagnie française d'électricité EDF, a racheté la plupart des installations de Studsvik AB, à l'exception du laboratoire chaud.
- Décharges à faible profondeur pour les déchets de très faible activité sur le site des centrales de Ringhals, Forsmark et Oskarshamn, ainsi qu'à Studsvik (désormais définitivement fermé).

COÛTS ET FINANCEMENT

Sur le plan international, la Suède a commencé relativement tôt le financement de la gestion des déchets radioactifs, comme cela était défini dans la première version de la loi relative au financement de 1981. La loi sur le financement de 2006 définit les obligations des exploitants nucléaires, ou de tout autre producteur de déchets radioactifs, en matière de démantèlement et de garantie que l'ensemble des coûts sera bien assumé par les producteurs de ces déchets.³⁶⁴ Une redevance sur l'électricité produite par les réacteurs et des titres garantis par les propriétaires de réacteurs sont les deux piliers du financement de la gestion des déchets et du démantèlement des réacteurs. L'industrie nucléaire produit tous les trois ans le rapport PLAN qui présente la projection des coûts futurs sur la base de différents scénarios. Le rapport fournit des données sur le calcul des redevances pour la gestion des déchets et des titres. Il est examiné par le Bureau national de la dette qui le met également en consultation publique. Jusqu'en 2018 cette responsabilité incombait au régulateur, la SSM, mais elle a été déplacée en raison d'inquiétudes croissantes de sous-financement du système. L'Office de la dette transmet ses recommandations au gouvernement à qui revient la décision finale.

Pour la période 2018–2020, la redevance moyenne est de 50 SEK/MWh (5,40 US\$/MWh) d'électricité d'origine nucléaire produite. Elle est fixée réacteur par réacteur : c'est pour Oskarshamn que son montant est le plus élevé (64 SEK/MWh soit environ 6,90 US\$/MWh) et pour Forsmark qu'il est le plus faible (33 SEK/MWh soit environ 3,50 US\$/MWh). Le gouvernement définit également le niveau des montants de garantie qui doivent être couverts par les exploitants, à la fois au cas où les redevances ne couvriraient pas les coûts prévus ou dans celui de coûts imprévus. Pour la période 2018–2020, le « montant financier » des garanties en cas de hausses de coûts est de 29 Md SEK (3,1 MdUS\$) et les « montants complémentaires » de garanties en cas de nouveaux coûts imprévus sont de 15 Md SEK (1,6 MdUS\$).

La redevance des exploitants est placée dans le fonds spécial pour les déchets nucléaires, séparé du budget de l'État. Fin 2017, ce fonds s'élevait à 67 Md SEK (7,2 MdUS\$). Le total des coûts futurs de gestion et stockage final de l'ensemble des déchets radioactifs et de démantèlement des réacteurs nucléaires est estimé à 100–110 Md SEK (10,7–11,8 MdUS\$).³⁶⁵ La crise financière de 2008 s'étant soldée par des taux de rendement des obligations à long terme bien plus faibles que prévu, les risques de sous-financement sont plus élevés.

La Loi sur le financement a été révisée en profondeur en 2017 pour tenter de faire face aux risques pesant sur le montage financier. Le fonds pour la gestion des déchets peut désormais être placés dans des investissements plus risqués que les obligations du gouvernement, mais qui permettent un meilleur rendement ; l'industrie est également autorisée à tabler sur une durée d'exploitation de 50 ans pour les réacteurs restants.

Jusqu'à une date récente, la Suède a cherché à couvrir le coût de la gestion et du stockage des déchets radioactifs hérités par le biais d'une "Loi Studsvik" de 1988 distincte.³⁶⁶ Ces coûts relevaient de la responsabilité des exploitants de centrales nucléaires, considérés comme bénéficiaires des activités de recherche nucléaire passées. La redevance destinée au fonds était de l'ordre de 1–3 SEK/MWh (0,10–0,30 US\$/MWh) de production nucléaire. Ce système a toutefois été abrogé fin 2017, et les obligations restantes ont été incorporées dans la Loi de financement révisée.

³⁶⁴ Government of Sweden 2006, *Lag om finansiering av kärntekniska restprodukter* (Act on the Financing of Management of Residual Products from Nuclear Activities 2006:647), consulté le 28 juin 2019, https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/lag-2006647-om-finansiering-av-karntekniska_sfs-2006-647

³⁶⁵ Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company (SKB) 2017

³⁶⁶ La loi doit son nom au centre de recherches Studsvik, où la majeure partie des déchets anciens est entreposée. Studsvik Act. *Lag (1988:1597) om finansiering av hanteringen av visst radioaktivt avfall m.m. (on financing of the management of certain radioactive waste etc.)*, accessible à https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/lag-19881597-om-finansiering-av-hanteringen-av_sfs-1988-1597

RÉSUMÉ

Le système de gouvernance actuel de gestion des déchets nucléaires et de leur stockage définitif a été élaboré au début des années quatre-vingt et attribue clairement la responsabilité du financement comme de la mise en œuvre à l'industrie nucléaire.

La Suède pratique uniquement l'entreposage sous eau pour le combustible usé et les combustibles sont en totalité centralisés dans une installation. La Suède dispose d'un site de stockage pour les déchets à vie courte, actuellement en service mais pour lequel une nouvelle procédure d'autorisation est en cours afin de l'étendre aux déchets issus du démantèlement.

Les projets de la Suède en matière de stockage géologique profond du combustible usé sont déjà avancés. Le processus d'autorisation en est à l'étape de la prise de décision par le gouvernement. Le choix du cuivre comme matériau pour le l'emballage des colis a fait l'objet de critiques scientifiques, ce qui fait peser des incertitudes sur l'issue de la procédure.

Le système suédois de financement de la gestion des déchets nucléaires et du démantèlement des réacteurs est bien développé et transparent. Le montant du fonds destiné à la gestion des déchets nucléaires est considérable, mais des discussions soulignent les risques croissants d'un éventuel sous-financement du système.

7.6 SUISSE

CONTEXTE

Comparée aux grands pays qui ont développé et construit des bombes nucléaires, la Suisse peut être qualifiée de “suiveur nucléaire”. D’entrée de jeu, de par sa taille limitée, le pays ne disposait ni des ressources financières ni des ressources humaines pour lancer un programme aussi ambitieux que le développement d’un projet nucléaire hautement sensible. La Suisse a malgré tout été envisagé de se doter de l’arme nucléaire après la Seconde Guerre mondiale. L’importance de cet épisode réside dans l’influence cruciale qu’il a eu par la suite sur la structure du secteur nucléaire du pays.

De plus, Genève a accueilli plusieurs conférences internationales sur l’énergie nucléaire à partir de 1955. À l’issue de la Première conférence internationale sur l’énergie atomique de 1955, la Suisse a acheté aux États-Unis, à des conditions très favorables, le réacteur-piscine mis en exposition. Ce projet posait les bases de l’entrée de la Suisse dans l’énergie nucléaire.

Dans les années soixante, la Suisse a développé sa propre ligne de réacteur à eau lourde, mise en œuvre dans une caverne à Lucens, ville de l’ouest du pays.³⁶⁷ En 1969, quelques mois après le début de son activité, le réacteur a subi une fonte partielle du cœur ; un événement qui mit de facto un coup d’arrêts aux ambitions d’armement nucléaire de la Suisse. En 1988, celle-ci se retirait aussi du programme d’armement nucléaire.³⁶⁸

Entre 1969 et 1984, cinq réacteurs, d’une puissance comprise entre 350 et 1000 MW, ont été couplés au réseau à Beznau, Leibstadt, Mühleberg et Gösgen.³⁶⁹ Le développement de centrales nucléaires sur cinq autres sites a été abandonné, en grande partie en raison de l’opposition qui s’est manifestée dans les années soixante-dix et du surdimensionnement du programme. En 2018, la part du nucléaire dans la production d’électricité suisse était de l’ordre de 40 %.³⁷⁰ Une future expansion de l’énergie nucléaire est peu probable. La loi sur l’énergie nucléaire de 2003 stipule que la construction et l’exploitation d’une installation nucléaire nécessite une autorisation générale du Conseil Fédéral.³⁷¹ L’objectif de l’industrie nucléaire suisse est de poursuivre et finaliser la sélection de sites devant accueillir des stockages destinés aux déchets de faible et moyenne activité, et aux déchets de haute activité, en attendant que de nouveaux types de réacteurs soient commercialisés.

La Suisse n’a pas de mines d’uranium, ni d’installations d’enrichissement, de fabrication ou de retraitement des combustibles. Un moratoire de dix ans sur l’exportation des combustibles usés en vue de leur retraitement est entré vigueur en 2006 et a récemment été prolongé jusqu’en 2020.³⁷² En 2016, le retour des déchets de retraitement vitrifiés en provenance des usines de La Hague et Sellafield s’achevait, refermant ainsi pour la Suisse le chapitre du retraitement (cycle du combustible au plutonium).³⁷³

³⁶⁷ Aemmer, F. 1992, *Geschichte der Kerntechnik in der Schweiz. Die ersten 30 Jahre 1939–1969* (History of nuclear technology in Switzerland. The first 30 years 1939–1969), Schweizerische Gesellschaft für Kernfachleute (SGK), Olynthus Verlag für verständliche Wissenschaft und Technik

³⁶⁸ Wildi, T. 2003, *Der Traum vom eigenen Reaktor* (The dream of one’s own reactor), Chronos Verlag.

³⁶⁹ Naegelin, R. 2007, *Geschichte der Sicherheitsaufsicht über die Schweizerischen Kernanlagen 1960–2003* (History of safety oversight of Swiss nuclear facilities), Hauptabteilung für die Sicherheit von Kernanlagen.

³⁷⁰ Statista 2019, “Anteil des atomar erzeugten Stroms an der gesamten Stromproduktion in der Schweiz von 2003 bis 2017” (Share of nuclear electricity as percent of the energy mix in Switzerland from 2003 to 2017), consulté le 10 mai 2019, <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/29583/umfrage/anteil-der-atomenergie-an-der-stromerzeugung-in-schweiz-seit-1998/>

³⁷¹ Cette disposition figurait déjà dans le Décret fédéral du 10 octobre 1978 et a été introduite dans la Loi sur l’énergie nucléaire (LENu) du 21 mars 2003, Articles 10 et 13, consultable en allemand à : <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/20010233/201801010000/732.1.pdf>

³⁷² Parlement Suisse, *Amtliches Bulletin*, 15.079 *Moratorium für die Ausfuhr abgebrannter Brennelemente zur Wiederaufarbeitung, Verlängerung* (Swiss Parliamentary debates 15.079 *Moratorium for the Return of Waste for Reprocessing*), consulté le 28 juin 2019, <https://www.parlament.ch/de/ratsbetrieb/amtliches-bulletin/amtliches-bulletin-die-verhandlungen?SubjectId=37419>

³⁷³ Nuklearforum Schweiz 2016, “Letzter Transport von Wiederaufarbeitungsabfällen in die Schweiz, 21.12.2016” (Last transport for reprocessing waste in Switzerland), consulté le 22 avril 2019 <https://www.nuklearforum.ch/de/aktuell/e-bulletin/letzter-transport-von-wiederaufarbeitungsabfaellen-die-schweiz>

SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES DÉCHETS

La Suisse a commencé à développer son système de classification des déchets à la fin des années soixante-dix suivant une stratégie axée principalement sur deux types de dépôts.³⁷⁴ Au fil des décennies, le système de classification s'est affiné pour permettre de fournir des données sur les volumes de déchets radioactifs, outil connu aujourd'hui sous le nom de MIRAM (Model Inventory for RadioActive Materials - Inventaire type des déchets radioactifs).³⁷⁵ La Suisse classe les déchets en fonction de leur niveau de radioactivité et distingue le combustible usé, les solutions de produits de fission vitrifiées, les déchets alphatoxiques (DAT) dont la teneur dépasse 20 000 Bq/g, et les déchets de faible et moyenne activité.³⁷⁶ En fait, cette subdivision se rapporte au concept de stockage géologique qui ne prévoit que ces deux types de dépôts.

Les déchets à vie courte ou moyenne comprennent des déchets de faible et moyenne activité provenant de l'exploitation des réacteurs, et toute la gamme de déchets issus des activités médicales, industrielles et de recherche (MIR).³⁷⁷ Les déchets issus de l'exploitation des réacteurs englobent également les combustibles usés de haute activité, les déchets vitrifiés provenant des activités passées de retraitement et les déchets transuraniens de moyenne activité à vie longue. Au cours des dernières années, la Suisse s'est efforcée de séparer les déchets de faible activité à vie très courte pour les entreposer dans des installations de décroissance ; ceci signifie que ces déchets pourraient être évacués sans avoir à tenir compte de leur radioactivité, et permettrait par conséquent de réduire la quantité de déchets destinés au stockage définitif.

QUANTITÉS DE DÉCHETS

L'Inspection fédérale de la sécurité nucléaire (IFSN) publie tous les ans le nombre de colis se trouvant dans les installations d'entreposage. Les rapports de la Suisse soumis à la Convention commune contiennent une compilation de ces inventaires intermédiaires.³⁷⁸

La comptabilisation des déchets radioactifs est plus simple en Suisse que dans de nombreux autres pays car ils proviennent majoritairement de deux sources principales : les centrales nucléaires d'une part, et le secteur médical, l'industrie et la recherche de l'autre.³⁷⁹ Leur gestion est ainsi relativement plus simple que dans d'autres pays.

En revanche, les déchets nucléaires suisses sont hétérogènes du point de vue de leur contenu en métaux lourds et composés organiques. Il faut également prendre en compte les différents types de réacteurs, les différents types de combustibles avec des taux de combustion différents, sans oublier le cœur du réacteur de Lucens dont un élément a partiellement fondu lors d'un accident, ou les combustibles provenant du réacteur de recherche DIORIT.

³⁷⁴ Verband Schweizerischer Elektrizitätswerke (VSE), Gruppe der Kernkraftwerkbetreiber und -Projektanten (GKBP), Konferenz der Überlandwerke (UeW), Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle 1978, Die nukleare Entsorgung in der Schweiz (Nuclear disposal in Switzerland), February 9.

³⁷⁵ Nagra 2014, Modellhaftes Inventar für Radioaktive Materialien MIRAM 08, NTB 08-06.

³⁷⁶ Swiss Federal Nuclear Safety Inspectorate (ENSI) 2015, Abfallbewirtschaftung im Vergleich, Forschungsprogramm 'Radioaktive Abfälle' der Arbeitsgruppe des Bundes für die nukleare Entsorgung (Waste management in comparison, 'Radioactive Waste Research Program' of the Federal Working Group on Nuclear Waste Disposal), Project report, February, pp. 53

³⁷⁷ IAEA 2019, Predisposal Management of Radioactive Waste from the Use of Radioactive Material in Medicine, Industry, Agriculture, Research and Education, Specific Safety Guide, No. SG-45

³⁷⁸ Swiss Federal Nuclear Safety Inspectorate (ENSI) 2017, Implementation of the Obligations of the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, consulté le 22 avril 2019, https://www.ensi.ch/wp-content/uploads/sites/5/2017/10/Joint_Convention-Sixth_national_report-Switzerland_2017.pdf

³⁷⁹ Naegelin 2007

Le tableau suivant indique les quantités de déchets se trouvant actuellement dans les installations d'entreposage.

TABLEAU 18: Déchets nucléaires en Suisse - Situation 2016

Type de déchets	Type d'entreposage	Sites d'entreposage	Quantité
CU + HA	Entreposage (sous eau et en partie à sec)	Piscines d'entreposage des réacteurs et installation d'entreposage ZWIBEZ sur le site du réacteur	688,8 tML
	Entreposage (sous eau)	Centrale de Gösgen : piscines d'entreposage et entreposage supplémentaire sous eau	238 tML
	Entreposage (à sec)	Installation d'entreposage centralisé ZWILAG	450,4 tML
DAT*	Entreposage	Installation d'entreposage centralisé ZWILAG	99 m ³
	Entreposage	Dépôt Intermédiaire Fédéral BZL (PSI)	83 m ³
FMA*	Entreposage	Entreposage site des réacteurs et ZWIBEZ	3 865 m ³
	Entreposage	Installation d'entreposage centralisé ZWILAG	2 339 m ³
	Entreposage	Installation d'entreposage centralisé BZL (PSI)	2 109 m ³

Source : Présentation WNWR d'après ENSI (2017).

Notes : *Pour les DAT (ou ATA - déchets alphatoxiques) et FMA il s'agit de déchets conditionnés et non-conditionnés.

BZL = Dépôt intermédiaire fédéral ; PSI = Institut Paul Scherrer ; ZWIBEZ = Installation d'entreposage de Beznau ;

ZWILAG = Installation d'entreposage centralisé (les opérateurs utilisent le terme de ZWILAG en français).

Le plutonium du retraitement a été utilisé pour la fabrication de combustible MOX. En 2013, le stock de plutonium s'élevait à 1 kg. Par ailleurs, une ancienne réserve de 20 kg de plutonium, datant des prémices des programmes, a d'abord été entreposée pendant des dizaines d'années à l'Institut Paul Scherrer, avant d'être finalement exportée vers les États-Unis en 2016, après avoir été mélangée à de l'uranium afin de lui faire perdre sa qualité militaire. En plus de cet inventaire, plus de 5 000 tonnes de déchets radioactifs ont été immergées dans l'océan atlantique entre 1969 et 1982.

Les quantités de déchets attendues à l'horizon 2075 sont présentées par catégories et installations dans les rapports publiés par la Nagra, la Société coopérative nationale pour le stockage des déchets radioactifs. La quantité totale de déchets nucléaires produits en Suisse sur une durée d'exploitation envisagée de 60 ans est estimée à 4 000 tonnes de combustible usé et déchets HA et 63 000 m³ pour les déchets FMA. 20 000 m³ supplémentaires de déchets FMA devraient provenir du secteur médical, de l'industrie et de la recherche.³⁸⁰

POLITIQUES ET ÉQUIPEMENTS DE GESTION DES DÉCHETS

La loi de 2003 sur l'énergie nucléaire est le principal instrument politique régissant les déchets nucléaires en Suisse. Le concept de stockage géologique profond a été développé par le Groupe d'experts pour les modèles de gestion des déchets radioactifs (EKRA).³⁸¹

Depuis 1972, les exploitants de centrales nucléaires et le gouvernement fédéral exploitent une Coopérative nationale pour le stockage des déchets radioactifs (Nagra). Elle est responsable de la planification et de la mise en œuvre du stockage de déchets nucléaires ; elle est supervisée par l'Inspection fédérale pour la sécurité nucléaire (IFSN) suisse. Au cours de la période de planification (comme la procédure de sélection d'un

³⁸⁰ Nagra, 2017, *Radioaktive Abfälle, woher, wieviel, wohin?* (Radioactive waste, from where, how much and where will it go?) consulté le 16 mai 2019, [https://www.nagra.ch/data/documents/database/dokumente/\\$default/Default%20Folder/Publikationen/Broschueren%20Themenhefte/d_th2_RadAbfall_2017.pdf](https://www.nagra.ch/data/documents/database/dokumente/$default/Default%20Folder/Publikationen/Broschueren%20Themenhefte/d_th2_RadAbfall_2017.pdf)

³⁸¹ Commission for Radioactive Waste Disposal Concepts (EKRA) 2000, *Final Report: Disposal Concepts for Radioactive Waste*, Federal Office of Energy, Bern

site dans le cadre du plan sectoriel “Dépôts en couches géologiques profondes”), l’autorité de sûreté, IFSN, n’a pas de compétences décisionnelles et ne peut que publier des prises de position.³⁸² Les autorisations sont délivrées par l’Office fédéral de l’énergie et le Département fédéral de l’environnement, des transports, de l’énergie et de la communication (DETEC). La Commission fédérale de la sécurité nucléaire accompagne le programme en tant que second organisme consultatif, et ce sont le Conseil fédéral ou le DETEC qui prennent les décisions formelles.

Au départ, les déchets sont entreposés en piscines sur le site des centrales pendant plusieurs années, puis transférés vers des installations d’entreposage. Il y a trois installations d’entreposage pour les déchets de haute activité :

- L’installation de Gösgen pour l’entreposage en piscine du combustible usé de la centrale de Gösgen ;
- L’installation ZWIBEZ de Beznau, pour l’entreposage à sec (en conteneurs) du combustible usé de la centrale de Beznau ;
- L’installation ZWILAG, à Würenlingen, centre d’entreposage centralisé destiné aux déchets de haute activité, ainsi qu’aux déchets vitrifiés provenant des activités passées de retraitement.

Les déchets de faible et moyenne activité sont entreposés à différents endroits, près des réacteurs, et au ZWILAG. Le Dépôt intermédiaire fédéral attenant au ZWILAG à Würenlingen, accueille les déchets des secteurs médicaux, industriels et de la recherche (MIR).

La Suisse a lancé le plan sectoriel “Dépôts en couches géologiques profondes” en 2008. Ce processus en trois étapes a pour objectif de définir un ou plusieurs sites pouvant accueillir un dépôt en formation géologique profonde pour les déchets nucléaires.³⁸³ La roche d’accueil choisie pour les déchets de haute activité est l’argile à opalinus, une couche d’argile d’une épaisseur de 100 mètres environ reposant sur une couverture sédimentaire au-dessus d’un socle cristallin. Trois sites le long de la frontière allemande ont été sélectionnés, avec une priorité pour le site de la région Weinland zurichois, à proximité de la ville de Schaffhouse. Construction, fermeture et surveillance des dépôts devraient s’étendre sur plus d’un siècle. Le concept de dépôt en formation géologique profonde a pour objectif de permettre la récupération des déchets jusqu’à la fin de la période d’exploitation.

Le plan pour les installations de stockage en couche géologique profonde vise à garantir une large participation des populations, au niveau régional et local. En pratique, ceci se limite à organiser des auditions et à diffuser de l’information. Les décisions, surtout sur des problématiques de sûreté ou liées au site, sont exclusivement prises par la Nagra ou les autorités. La Nagra prévoit la disponibilité d’un dépôt au plus tôt d’ici 2060.³⁸⁴

COÛTS ET FINANCEMENT

Le principe pollueur-payeur s’applique en Suisse : les producteurs de déchets sont responsables de la mise en œuvre des programmes de gestion des déchets. Les principaux producteurs sont les centrales nucléaires, qui appartiennent en majorité directement ou indirectement au secteur public.

La Suisse a créé deux fonds en 1984 et 2000 respectivement : l’un pour le financement du démantèlement, l’autre pour le financement de la gestion des déchets. Les fonds sont soumis à la surveillance du Conseil

³⁸² Nagra, 2017, *Radioaktive Abfälle, woher, wieviel, wohin?* (Radioactive waste, from where, how much and where will it go?) consulté le 16 mai 2019, [https://www.nagra.ch/data/documents/database/dokumente/\\$default/Default%20Folder/Publikationen/Broschueren%20Themenhefte/d_th2_RadAbfall_2017.pdf](https://www.nagra.ch/data/documents/database/dokumente/$default/Default%20Folder/Publikationen/Broschueren%20Themenhefte/d_th2_RadAbfall_2017.pdf)

³⁸³ Commission for Radioactive Waste Disposal Concepts (EKRA) 2000, *Final Report: Disposal Concepts for Radioactive Waste*, Federal Office of Energy, Bern

³⁸⁴ Nagra 2016, *Waste Management Report 2016 from the Waste Producers*, Technical Report 16-01E

fédéral. Celui-ci supervise la Commission administrative des Fonds de désaffectation pour les installations nucléaires et fonds de gestion des déchets radioactifs provenant des centrales nucléaires (STENFO).³⁸⁵ La STENFO fournit tous les cinq ans une réévaluation des estimations des coûts prévisibles de la désaffectation et de la gestion des déchets.

Les exploitants de centrales nucléaires doivent verser une contribution à chacun de ces fonds. Les contributions sont calculées pour couvrir les coûts prévisibles basés sur une exploitation présumée de 50 ans.³⁸⁶ Fin 2018, les exploitants avaient versé 7,5 Md CHF (7,39 MdUS\$), sur une contribution totale estimée à près de 24 Md CHF (23,76 MdUS\$).³⁸⁷ Les calculs de coûts sont sujets à des modifications régulières.

Le chiffrage des coûts de démantèlement et de gestion des déchets ont plus que décuplé au cours des trente dernières années. Au début des années quatre-vingt, les exploitants estimaient le coût du démantèlement et de la gestion des déchets à quelques 2 Md CHF (1,97 MdUS\$). En 1994, la Nagra estimait le seul coût du stockage géologique à 4 Md CHF (3,94 MdUS\$). Aujourd'hui, sur la base d'une durée de fonctionnement de 50 ans, le coût total est estimé à 25 Md CHF (24,63 MdUS\$), auxquels il faut ajouter 2,5 Md CHF (2,46 Md US\$) pour les déchets MIR.³⁸⁸ Des calculs effectués à l'Université d'Oxford concluent à des coûts encore supérieurs.³⁸⁹

Le manque d'expérience et de projets de références expliquent en partie les incertitudes des estimations de coûts.³⁹⁰ Ceci s'applique en particulier aux coûts du stockage, pour lesquels seuls les projets de référence de tunnels sont disponibles, ce qui constitue une faiblesse évidente de ces estimations. De plus, les chiffrages ont uniquement été établis pour des projets de dépôt en formation géologique à une profondeur de 500 mètres environ. D'autres variantes de stockage géologique (comme les forages profonds) n'ont pas été prises en compte.

RÉSUMÉ

La gestion des déchets radioactifs en Suisse se conforme aux pratiques internationales, principalement coordonnées par les grandes organisations internationales, telles que l'AIEA ou l'AEN de l'OCDE. En tant que petit pays, la Suisse n'a jamais joué un rôle de premier plan dans le domaine du nucléaire, se contentant de suivre les pratiques internationales.

Le concept de base du stockage final en Suisse est le concept multi-barrières. L'abandon progressif du retraitement à la fin des années soixante-dix a entraîné une modification majeure de la stratégie d'entreposage des déchets de haute activité. Au lieu des déchets de haute activité vitrifiés issus du retraitement, c'est du combustible usé qu'il faut placer dans des colis de stockage spéciaux, en acier ou alliage de cuivre.

³⁸⁵ Nagra, 2017, *Radioaktive Abfälle, woher, wieviel, wohin?* (Radioactive waste, from where, how much and where will it go?) consulté le 16 mai 2019, [https://www.nagra.ch/data/documents/database/dokumente/\\$default/Default%20Folder/Publikationen/Broschueren%20Themenhefte/d_th2_RadAbfall_2017.pdf](https://www.nagra.ch/data/documents/database/dokumente/$default/Default%20Folder/Publikationen/Broschueren%20Themenhefte/d_th2_RadAbfall_2017.pdf)

³⁸⁶ Government of Switzerland 2007, *Verordnung über den Stilllegungsfonds und den Entsorgungsfonds für Kernanlagen* (Decree on the decommissioning fund and the nuclear waste disposal fund), consulté le 22 avril 2019, <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/20070457/index.html>

³⁸⁷ Swiss Nuclear 2019, *Stand der Stilllegungs- und Entsorgungsfonds* (Status of decommissioning and disposal funds), consulté le 22 avril 2019, <http://www.swissnuclear.ch/de/Stand-Stilllegungs-und-Entsorgungsfonds.html>

³⁸⁸ Office federal de la santé publique 2018, *Der Bund aktualisiert seine Kostenschätzungen für die Entsorgung radioaktiver Abfälle* (The Federal state updates its cost estimates for disposal of radioactive wastes), November 30, consulté le 22 avril 2019, https://www.bag.admin.ch/bag/de/home/gesund-leben/umwelt-und-gesundheit/strahlung-radioaktivitaet-schall/radioaktive-materialien-abfaelle/entsorgung-von-radioaktiven-abfaellen/der_bund_aktualisiert_seine_kostenschaetzungen_fuer_die_entsorgung_radioaktiver_abfaelle.html

³⁸⁹ Budzier, A. et al. 2018, *Oxford Global Projects, Quantitative Cost and Schedule Risk Analysis of Nuclear Waste Storage*, Schweizerische Energie-Stiftung, consulté le 22 avril 2019, <https://arxiv.org/ftp/arxiv/papers/1901/1901.11123.pdf>

³⁹⁰ Schweizerische Energie-Stiftung, *Atommüll müsste massiv teurer sein* (Nuclear should be much more expensive), consulté le 22 avril 2019, <https://www.energiestiftung.ch/atomenergie-kosten.html>

Comme beaucoup d'autres pays, après plus de 50 ans de programme nucléaire, la Suisse n'en est qu'à un stade précoce de son programme de gestion définitive des déchets. Dans le même temps, les déchets de haute activité et les combustibles usés continuent à être entreposés dans des installations d'entreposage provisoire, alors que les déchets de faible et moyenne activité sont pour la plupart conditionnés et entreposés dans des installations décentralisées. Le concept suisse de dépôt a pour modèle le concept suédois initial à une profondeur de 500 mètres. Le programme de sélection de site est en cours et devrait aboutir d'ici 2030. Un dépôt destiné aux déchets de haute activité ne sera pas disponible avant 2060.

En Suisse comme ailleurs, c'est le principe pollueur-payeur qui s'applique. Les exploitants, principalement financés sur fonds publics, portent la responsabilité de la planification et de la mise en œuvre de l'entreposage et du stockage. La gestion des provisions pour la désaffectation des centrales et le stockage des déchets est organisée en deux fonds distincts. Le coût total est estimé à 25 Md CHF (24,63 MdUS\$) au minimum sur la base d'une durée d'exploitation de 50 ans. Il reste à voir comment se solderont le concept suisse de gestion définitive, l'organisation d'un tel programme et le modèle de financement.

7.7 ROYAUME-UNI

CONTEXTE

Le Royaume-Uni est l'un des précurseurs du développement de la technologie nucléaire. Son objectif premier était, dès les années quarante, la production d'armes nucléaires ; c'est sur le site de Sellafield (anciennement Windscale) au nord-ouest de l'Angleterre qu'ont été développées les "piles Windscale" destinées à la production de plutonium à des fins militaires. Ce n'est que plus tard qu'ont été développés des réacteurs à double usage, utilisés à la fois pour la production de plutonium destiné à l'armement et à la production d'électricité.³⁹¹

Le Royaume-Uni a connu trois phases distinctes de développement de réacteurs. La première portait sur le déploiement de la filière Magnox de réacteurs à double usage. Il s'agit de réacteurs fonctionnant à l'uranium naturel, modérés au graphite et refroidis au dioxyde de carbone. Tous sont aujourd'hui fermés. La deuxième phase concernait également des réacteurs graphites-gaz, les AGR, réacteurs avancés refroidis au gaz, qui utilisent maintenant de l'uranium enrichi.³⁹² Une troisième phase, écourtée, prévoyait l'importation de réacteurs à eau sous pression (REP) ; la construction d'un de ces réacteurs a été achevée en 1997. Au plus fort, les réacteurs nucléaires ont fourni 28 % de la production d'électricité du Royaume-Uni, en 1998, mais cette part a progressivement décliné pour atteindre 21 % en 2017, en raison de la fermeture des anciens réacteurs et de problèmes liés au vieillissement affectant la disponibilité des autres.^{393, 394}

Après une longue interruption, il y a actuellement un réacteur en construction, Hinkley Point C, un EPR (réacteur européen à eau pressurisée) de conception similaire à celle des anciens REP. Si cinq autres nouveaux gros projets pourraient voir le jour, ils sont actuellement remis en question, leurs promoteurs ayant mis un coup d'arrêt, invoquant des problèmes financiers.³⁹⁵

Le démantèlement des anciennes installations nucléaires est un processus lent. "Care and Maintenance"³⁹⁶ est le terme anglais qui désigne l'étape où l'ensemble des bâtiments ont été retirés du site du réacteur, à l'exception du bâtiment réacteur, des structures des bassins et les entrepôts de déchets de faible et moyenne activité (FMA). Ces structures sont alors protégées des aléas climatiques. Il est prévu qu'elles soient démantelées à une échéance de 80 ans environ. Seul un des réacteurs Magnox a atteint l'étape "Care and Maintenance", que devraient atteindre les autres réacteurs d'ici 2029 selon les prévisions de la NDA (Nuclear Decommissioning Authority) britannique.³⁹⁷

Le Royaume-Uni est doté d'une infrastructure nucléaire diversifiée. Outre les installations destinées à la production d'armes nucléaires, il y a deux surgénérateurs, plusieurs réacteurs prototypes, et de nombreuses autres installations de recherche. Il n'y a jamais eu d'extraction ou de concentration d'uranium au Royaume-Uni, mais il est doté d'installations couvrant l'ensemble des autres étapes de la chaîne du combustible. Cela comprend la conversion, l'enrichissement et la fabrication de combustible, ainsi que le retraitement des combustibles usés pour séparer le plutonium et l'uranium. Il y a deux grosses usines de retraitement à Sellafield. L'une, B205, destinée au retraitement du combustible métallique des réacteurs Magnox, a été

³⁹¹ Pocock, R.F. 1977. *Nuclear power. Its development in the United Kingdom*. Gresham Books

³⁹² MacKerron, G. and Sadnicki, M. 1995, *UK nuclear privatisation and public sector liabilities* (No. 4). University of Sussex, Science Policy Research Unit.

³⁹³ Department of Energy and Climate Change 2009, *60th Anniversary Digest of UK Energy Statistics*, pp. 40.

³⁹⁴ Vaughan, A. 2019 'UK's nuclear plans in doubt after report Welsh plant may be axed,' *The Guardian*, consulté le 22 avril 2019, <https://www.theguardian.com/environment/2018/dec/10/uk-nuclear-plant-hitachi-wylfa-anglesey>

³⁹⁵ Department of Energy and Climate Change 2009, *60th Anniversary Digest of UK Energy Statistics*, pp. 40.

³⁹⁶ Nuclear Decommissioning Authority (NDA) 2018, *Business Plan 1 April 2018 to 31 March 2021*, consulté le 28 juin 2019, pp. 9 https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/695245/NDA_Business_Plan_2018_to_2021.pdf

³⁹⁷ Nuclear Decommissioning Authority (NDA) 2018

ouverte en 1962 et devrait fermer en 2020. L'autre, THORP (Thermal Oxide Reprocessing Plant), a été ouverte en 1994 et fermée en 2018.³⁹⁸ THORP a retraité des quantités importantes de combustibles étrangers, en particulier japonais et allemands, mais son activité principale est demeurée le retraitement de combustibles AGR appartenant au Royaume-Uni. Elle a fonctionné bien en-deçà de sa capacité ; difficultés commerciales et techniques ont entraîné sa fermeture. Le Royaume-Uni dispose également d'un entreposage à sec de combustibles usés en service à Sizewell, et de sites de stockage pour les déchets de faible activité (FA) à Drigg, près de Sellafield et à Dounreay, en Écosse.

Le site de Sellafield est particulièrement complexe et abrite des centaines de bâtiments et entrepôts désaffectés. Beaucoup reste à faire, ne serait-ce que pour que l'ensemble des déchets soient caractérisés, sans même parler d'être gérés de façon sûre.³⁹⁹ Comme la plupart des autres pays, le Royaume-Uni envisage de recourir au stockage géologique profond pour les déchets de moyenne et de haute activité (MA et HA), mais n'a fait que peu de progrès à ce jour. La politique de l'Écosse est différente de celle du reste du Royaume-Uni, et prévoit le stockage à faible profondeur de tous les déchets à l'intérieur de ses frontières.⁴⁰⁰

SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES DÉCHETS

Le système de classification des déchets du Royaume-Uni est proche de celui de l'AIEA. Les catégories sont principalement basées sur le niveau d'activité, sans référence explicite à la période radioactive. Il s'agit des catégories suivantes :⁴⁰¹

- Déchets de très faible activité (TFA) : déchets dont le niveau d'activité est suffisamment bas pour permettre le stockage principalement en décharges agréées ;
- Déchets de faible activité (FA) : déchets dont le niveau d'activité est faible, mais qui nécessitent une gestion dans des décharges techniques à faible profondeur ;
- Déchets de moyenne activité (MA) : déchets dont l'activité dépasse le seuil maximal des FA, mais non exothermiques ;
- Déchets de haute activité (HA) : déchets du retraitement, exothermiques et hautement radioactifs.

La définition de ce qui est ou n'est pas un déchet varie selon les pays et les époques. À l'instar de la France, la politique britannique ne définit pas le plutonium séparé, le combustible usé et l'uranium de retraitement ou appauvri comme déchets, qui ne sont par conséquent pas pris en compte dans l'inventaire des déchets. Cette décision est officiellement justifiée par le fait que ces matières pourraient être ultérieurement utilisées dans la fabrication de combustible nucléaire. Cependant, ces utilisations sont loin d'être certaines, et quand bien même l'ensemble de ces matières seraient utilisées dans la fabrication de combustible, cela produirait d'autres flux de déchets, qui ne figurent pas non plus dans l'inventaire officiel des déchets du Royaume-Uni.

³⁹⁸ Government of the UK 2018, *End of reprocessing at THORP signals new era for Sellafield*, consulté le 5 avril 2019, <https://www.gov.uk/government/news/end-of-reprocessing-at-thorp-signals-new-era-for-sellafield>

³⁹⁹ National Audit Office (NAO) 2018, *The Nuclear Decommissioning Authority: progress with reducing risk*. HC 1126, consulté le 22 avril 2019, <https://www.nao.org.uk/wp-content/uploads/2018/06/The-Nuclear-Decommissioning-Authority-progress-with-reducing-risk-at-Sellafield.pdf>

⁴⁰⁰ Government of Scotland 2011, *Scotland's higher activity radioactive waste policy*, consulté le 22 avril 2019, <https://www.gov.scot/publications/scotlands-higher-activity-radioactive-waste-policy-2011/>

⁴⁰¹ Department of Business Energy and Industrial Strategy (BEIS) and NDA 2017, *Radioactive wastes in the UK: UK radioactive waste inventory report*, consulté le 22 avril 2019, <https://ukinventory.nda.gov.uk>
<https://www.theguardian.com/environment/2018/dec/10/uk-nuclear-plant-hitachi-wylfa-anglesey>

QUANTITÉS DE DÉCHETS

Le gouvernement britannique publie un inventaire des déchets tous les trois ans. Les données présentées ci-dessous sont tirées du dernier inventaire, qui indique les volumes et l'activité des déchets au 1er avril 2016, ainsi que les volumes attendus de déchets futurs. On peut en citer les caractéristiques suivantes :

- Il y a de nombreux flux différents de déchets identifiés (1 337 au total). Ces flux sont répartis en 24 groupes de déchets ;
- Une part importante des déchets nucléaires sont sous forme “brute” (“reported” dans la terminologie britannique) : ce sont des déchets pas encore conditionnés ni emballés. Sur les 24 “groupes” de déchets, un seul est décrit comme “déchets conditionnés”. Bien que la proportion de déchets sous forme brute ne soit pas publique, elle représente vraisemblablement bien plus de la moitié des volumes ;
- Les rejets liquides et gazeux ne sont pas inclus, l'inventaire ne couvre ainsi que des déchets solides sous différentes formes ;
- La plus grande partie des déchets en termes de niveau d'activité (58 % de l'inventaire radioactif) est concentrée à Sellafield (et seulement 0,03 % sur des sites militaire) ;
- Les déchets appartenant à des pays étrangers ne figurent pas à l'inventaire du Royaume-Uni. Des accords de substitution conclus entre le gouvernement britannique et les gouvernements des propriétaires de déchets détenus au Royaume-Uni stipulent que ces pays récupéreront une quantité de radioactivité identique à celle contenue dans les combustibles usés d'origine. Cependant, les déchets renvoyés sont des déchets HA, dont le volume est bien inférieur aux différents flux de déchets produits par le retraitement de ces combustibles.

Comme il n'y aura pas au Royaume-Uni de site de stockage géologique profond en service dans les prochaines décennies, les inventaires successifs montrent que les volumes et l'activité des déchets de plus haute activité continuent à s'accumuler et nécessitent des installations d'entreposage toujours plus grandes.

Le [Tableau 19](#) donne le volume et la masse des déchets nucléaires entreposés au 1er avril 2016. Les déchets de haute activité, entièrement constitués de sous-produits du retraitement, sont actuellement entreposés à Sellafield. Au départ, ces déchets se présentent sous forme d'acide nitrique de haute activité (Highly Active Liquor ou HAL en anglais), qui est soumis à un processus d'évaporation avant d'être vitrifié en bloc de verre à l'intérieur de conteneurs en inox.

Les déchets MA recouvrent une plus grande variété ; ils n'ont pas non plus de filière de gestion définitive et doivent donc être entreposés. Environ 74 % du volume de déchets MA se trouvent à Sellafield, et quasiment tout le reste sur le site des réacteurs. Ils peuvent être conditionnés dans du ciment (à l'intérieur de conteneurs en métal ou en béton) ou immobilisés dans des polymères à l'intérieur de conteneurs en acier bas carbone. Le stockage des déchets de FA et TFA est une opération de routine et les volumes actuellement en attente de stockage sont peu élevés.

TABLEAU 19: Déchets nucléaires au Royaume-Uni – Situation au 31 décembre 2016

Type de déchets	Type de stockage/ entreposage	Site	Quantité
CU (HA)	Entreposage (piscine)	Piscine sur le site des centrales nucléaires	3 549 tML
	Entreposage (piscine)	Sellafield	4 151 tML
HA	Entreposage	Sellafield	1 960 m ³
MA	Entreposage	Sellafield, Aldermaston, Dounreay, Harwell, Réacteurs	99 000 m ³
FA	Entreposage	Sellafield, Capenhurst, Dounreay	30 100 m ³
	Stockage	Site de stockage en sub-surface de Dounreay fermé (en 2005)	33 600 m ³
	Stockage	Site de stockage en sub-surface de Dounreay	3 130 m ³
	Stockage	Site de stockage en sub-surface pour déchets FA Drigg	905 000 m ³
TFA	Entreposage		935 m ³
	Décharge		n.d.

Source : compilation WNWR d'après BEIS/NDA 2017, Naumann 2010.

Notes : Hors plutonium et uranium. Au Royaume-Uni les combustibles usés, l'uranium et le plutonium ne sont pas considérés comme déchets.

L'importance des déchets MA et surtout des HA est liée à leurs niveaux élevés de radioactivité par rapport aux déchets FA et TFA. Les déchets HA renferment de loin la plus grosse part de l'activité de l'inventaire du Royaume-Uni ; le niveau d'activité va diminuer au cours du prochain siècle par décroissance radioactive, mais il restera des radionucléides à très longues vies qu'il faudra continuer à isoler pendant des milliers d'années.

AUTRES MATIÈRES RADIOACTIVES NON CLASSIFIÉES COMME DÉCHETS

À l'heure actuelle, l'uranium, le plutonium séparé et les combustibles usés ne sont pas considérés comme des déchets au Royaume-Uni, le plutonium et l'uranium pouvant servir à la fabrication de futurs combustibles. Dans la pratique, cette utilisation est toutefois très peu probable, et à un moment donné ces matières finiront vraisemblablement par être traitées comme des déchets. Les combustibles usés figurent au *Tableau 19*. Le stock de plutonium séparé détenu au Royaume-Uni s'élèvera à 140 tonnes à la fin du retraitement en 2020, y compris 23 tonnes appartenant à des autorités étrangères. C'est le plus important stock de plutonium civil séparé au monde.⁴⁰² Le Royaume-Uni détenait également au 1er avril 2016, 113 000 tML d'uranium naturel, appauvri ou retraité, en quasi-totalité à Sellafield. Ce stock très important est principalement constitué d'uranium appauvri provenant de l'enrichissement de l'uranium.⁴⁰³

A terme, classés comme déchets, le plutonium, les combustibles usés et l'uranium, augmenteront de façon considérable à la fois l'activité (combustibles usés et plutonium) et le volume (uranium) des déchets nucléaires du Royaume-Uni, une forte probabilité que la politique actuelle ignore. L'inventaire du Royaume-Uni prévoit également une très importante production de déchets entre 2016 et 2125. Compte tenu d'un ensemble de scénarios qui anticipent l'absence de nouvelle construction de réacteurs, le volume attendu des déchets nucléaires serait le suivant ⁴⁰⁴ :

⁴⁰² NDA 2019, *Progress on plutonium conditioning, storage and disposal*, consulté le 22 avril 2019, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/791036/Progress_on_Plutonium.pdf

⁴⁰³ Department for Business, Energy and Industrial Strategy, and NDA, 2017, *Radioactive Wastes in the UK: Radioactive Wastes and Materials not Reported in the 2016 Waste Inventory*, March, pp. 16.

⁴⁰⁴ Department for Business Energy and Industrial Strategy 2017, *Radioactive Wastes in the UK: UK Radioactive Waste Inventory Report*, pp. 23.

- Déchets HA : 366 m³
- Déchets MA : 299 000 m³
- Déchets FA : 1 570 000 m³
- Déchets TFA : 2 720 000 m³

Le volume attendu de déchets HA reste relativement peu élevé, car l'espérance de vie du retraitement est limitée. Par contre, les volumes de déchets MA devraient être multipliés par trois environ et ceux des déchets FA par 1,5 environ. La plupart de ces déchets proviendront du démantèlement des réacteurs et des installations de Sellafield (ces dernières devant représenter 62 % de tous les déchets MA à venir, 84 % des déchets FA à venir et 95 % des déchets TFA à venir).

POLITIQUES ET ÉQUIPEMENTS DE GESTION DES DÉCHETS

Le Royaume-Uni a commencé à produire des déchets militaires à partir des années quarante et des déchets civils à partir des années cinquante. Les déchets FA ont systématiquement été enfouis à faible profondeur. Pendant des années, la seule politique sérieuse concernant les autres déchets potentiels se limitait à un engagement sur le retraitement de la totalité des combustibles usés. Cette politique de retraitement se fondait sur la conviction qu'il y aurait dans un premier temps des besoins en plutonium pour l'armement, et par la suite pour alimenter les surgénérateurs. Ce dernier argument s'est dissipé et en 1994 le développement des surgénérateurs a été arrêté, mais le retraitement s'est néanmoins poursuivi.⁴⁰⁵ Tous les déchets MA étaient voués à l'entreposage.

La politique concernant les déchets plus radioactifs (MA et HA) a été délaissée jusque dans les années soixante-dix et les recommandations de la Commission royale sur la pollution environnementale de ne pas développer de nouvelles capacités électronucléaires tant que l'existence de filières crédibles pour les déchets ne pouvait être démontrée.⁴⁰⁶ Il s'en est suivi des plans explicites concernant le stockage géologique des déchets MA puis, implicitement par la suite, des déchets HA. Les tentatives de mise en œuvre se sont toutes soldées par des échecs, en raison de l'opposition locale sur les sites proposés.

Un Comité indépendant sur la gestion des déchets radioactifs (CoRWM) s'est prononcé en 2006 en faveur du stockage géologique profond pour l'ensemble des déchets d'activité plus élevée.⁴⁰⁷ Il évoquait également des solutions d'entreposage fiable et un nouveau processus volontaire dans le cadre duquel les collectivités locales concernées seraient invitées à négocier les termes selon lesquelles elles accepteraient le développement de sites de stockage en profondeur. Le gouvernement a décidé d'adopter cette approche générale en 2008, et a entrepris une tentative sérieuse (mais infructueuse) d'adhésion des communautés aux alentours de Sellafield pour l'implantation d'un site de stockage en profondeur.⁴⁰⁸ Au début 2019, le gouvernement était engagé dans un nouveau processus visant à trouver une collectivité prête à accueillir un tel site.⁴⁰⁹

⁴⁰⁵ International Panel on Fissile Materials 2015, *Plutonium separation in nuclear power programs: Status, problems, and prospects of civilian reprocessing around the world*.

⁴⁰⁶ Royal Commission on Environmental Pollution 1976, *Nuclear power and the environment: 6th report of the Royal Commission on Environmental Pollution*, Cm 6618

⁴⁰⁷ Committee on Radioactive Waste Management 2006, *Managing our radioactive waste safely: CoRWM's recommendations to Government* Doc 700

⁴⁰⁸ Defra, BERR and the devolved administrations of Wales and Northern Ireland 2008, *Managing our radioactive waste safely: a framework for implementing geological disposal*, consulté le 24 avril 2019, <https://www.gov.uk/government/publications/man-aging-radioactive-waste-safely-a-framework-for-implementing-geological-disposal>

⁴⁰⁹ World Nuclear News 2018, "UK relaunches repository site selection process," 20 December, consulté le 22 avril 2019, <http://www.world-nuclear-news.org/Articles/UK-relaunches-repository-site-selection-process>

C'est le BEIS (Department of Business, Energy and Industrial Strategy - Département des Affaires, de l'Énergie et des Stratégies industrielles) qui est chargé de la politique de gestion des déchets. La fermeture des réacteurs Magnox et la dégradation de l'état déjà médiocre de Sellafield, montraient clairement, dès le début des années 2000, le besoin à la fois d'une politique plus cohérente et de financements supplémentaires pour la gestion à court et moyen termes des déchets. La loi sur l'Énergie (Energy Act) de 2004 posait les bases de la création de la NDA (Nuclear Decommissioning Authority) en 2005.⁴¹⁰ Celle-ci a pour objet de fournir les services de démantèlement et d'assainissement de l'ensemble des sites nucléaires publics et d'assurer la gestion à long terme des déchets. Le Royaume-Uni se dotait ainsi pour la première fois d'une institution avec comme objectif principal la gestion des déchets nucléaires.

La NDA a reconnu en Sellafield le site le plus problématique, avec toute sa palette d'anciens bâtiments et déchets militaires et civils. Sellafield contient quatre bassins et silos dits "Legacy Ponds and Silos", qui représentent tous un danger majeur, en plus d'abriter pratiquement la totalité des combustibles usés du Royaume-Uni, dont une grande partie y a été retraitée. Ce qui fait de l'assainissement de Sellafield la priorité la plus élevée de la NDA.⁴¹¹

La NDA a tenté d'innover en termes de gestion des sites nucléaires dont elle est désormais propriétaire. Elle a en particulier organisé des procédures de mise en concurrence pour nommer des "Parent Body Organisations" (PBO) chargées de contrôler pour des périodes données les travaux des sociétés titulaires des autorisations de chaque site (Sites License Companies). Cette mise en concurrence avait pour but de stimuler la réduction des coûts et d'attirer une expertise internationale plus large. Toutefois, le système n'a pas correctement fonctionné, et la NDA assume la responsabilité directe de la gestion des deux pans les plus importants du démantèlement et de la gestion des déchets au Royaume-Uni : Sellafield et les sites de réacteurs Magnox.⁴¹²

En dehors des sites de stockage des déchets FA près de Sellafield et de Dounreay, le Royaume-Uni ne dispose d'aucun autre site à long terme. Comme le montre le [Tableau 19](#), l'entreposage de tous les autres déchets s'effectue sur de nombreux sites, même si c'est Sellafield qui abrite le plus de déchets, tant en termes de volume que d'activité.

COÛTS ET FINANCEMENT

Le coût total de la gestion des déchets nucléaires du Royaume-Uni est très élevé. La NDA donne des estimations de coûts futurs pour les "déchets hérités" ("legacy waste") du secteur public. Ils se composent soit des déchets anciens, produits dans le passé, soit des déchets qui seront inévitables à l'avenir (principalement en raison du démantèlement de nombreuses structures nucléaires). En 2006, la NDA estimait à 53 Md £ (environ 98 MdUS\$ en 2006) les coûts futurs non actualisés de ses obligations. En 2018, ces coûts s'étaient envolés, et l'estimation atteignait les 121 Md £ (162 MdUS\$), et les seuls coûts de Sellafield, où se concentrait cette hausse, étaient estimés à 91 Md £ (121 MdUS\$). Aujourd'hui, la NDA prévoit une marge d'incertitude à son estimation centrale, entre 99 et 225 Md £ (129-292 MdUS\$).⁴¹³ Les dépenses sont prévues jusqu'en 2125 environ.

Le Royaume-Uni a un piètre bilan en termes de financement de la gestion des déchets. Ce n'est que sur des périodes très courtes qu'il a mis en place de modestes fonds séparés pour la gestion des déchets du secteur public, aujourd'hui tous abandonnés. Il y a actuellement trois mécanismes de financement :

⁴¹⁰ Government of the UK 2004, Energy Act, consulté le 28 juin 2019, <http://www.legislation.gov.uk/ukpga/2004/20/contents>

⁴¹¹ National Audit Office (NAO) 2018, part 2.

⁴¹² James, S. 2018, 'Magnox becomes NDA subsidiary', *Nuclear Matters*, 4 July, consulté le 22 avril 2019, www.nuclearmatters.co.uk/2018/07/magnox-becomes-nda-subsidiary

⁴¹³ NDA 2018, *Annual Report and Accounts 2017*, consulté le 22 avril 2019, <https://www.gov.uk/government/publications/nuclear-decommissioning-authority-annual-report-and-accounts-2017-to-2018>

- Pour les déchets du secteur public, l'outil principal de financement repose sur une subvention annuelle du gouvernement, faute de fonds qui leur soit destiné. Cette subvention qui finance la NDA est complétée par les revenus que la NDA tire des services qu'elle fournit, comme la gestion de combustibles usés via le retraitement, ou leur entreposage à long terme. En 2017–2018, ces revenus commerciaux s'élevaient à 1,2 Md £ (1,5 MdUS\$) provenant essentiellement de services liés aux combustibles usés. De son côté, la subvention du gouvernement s'élevait à 2,1 Md £ (2,7 MdUS\$), soit une dépense totale de l'ordre de 3,3 Md £ (4,3 MdUS\$) sur cette période. Soixante pourcents de cette dépense concernaient Sellafield. Depuis plusieurs années, les dépenses annuelles de la NDA avoisinent les 3 Md £ (3,9 MdUS\$). À l'avenir, les revenus commerciaux tirés du retraitement vont s'effondrer, suite à l'arrêt total du retraitement à partir de 2020.
- Le deuxième outil de financement est le Fonds des Engagements Nucléaires (Nuclear Liabilities Fund ou NLF), un trust privé, qui dispose d'un véritable fonds s'élevant actuellement à 9,26 Md £ (12 MdUS\$).⁴¹⁴ Il sert au financement du démantèlement et de la gestion des déchets du secteur privé, c'est à dire des réacteurs AGR (à l'exclusion des paiements en cours à la NDA pour les combustibles AGR irradiés). Ces réacteurs appartiennent tous à EDF Energy. Le fond devrait permettre de couvrir le passif actualisé d'EDF Energy. Les dépenses éligibles doivent être approuvées par le fonds. Les réacteurs étant toujours en service, les dépenses du fonds ont jusqu'à présent été limitées, et concernent principalement les installations d'entreposage à sec de Sellafield.
- Le troisième outil de financement est le Programme pour le financement du démantèlement (Funded Decommissioning Plan – FDP) qui s'appliquera aux nouveaux réacteurs. Les propriétaires de réacteurs devront développer un programme soumis à l'approbation du gouvernement. Il couvre l'ensemble des obligations futures et vise à garantir que les propriétaires de réacteurs supportent l'intégralité des coûts de démantèlement et de gestion des déchets.⁴¹⁵ Les dispositions intégreront un système permettant de fixer ultérieurement un prix de transfert des déchets, au moment où les propriétaires payeront le gouvernement britannique qui prendra la propriété des déchets après la fermeture des réacteurs. L'intention est de s'assurer que le prix sera suffisamment élevé pour couvrir plus que l'ensemble des coûts ultérieurs de gestion des déchets.

RÉSUMÉ

Le Royaume-Uni a un héritage de 1 300 flux de déchets, et une histoire politique fortement marquée par sa négligence en termes de gestion active du démantèlement et des déchets jusqu'à la création de la Nuclear Decommissioning Authority en février 2005. Les déchets à venir à l'horizon 2125 représenteront des volumes sensiblement plus importants que l'inventaire de 2016, avec davantage de déchets futurs provenant du démantèlement.

Les dépenses nécessaires à la gestion de ces déchets sont extrêmement élevées et la tâche est ardue. La majeure partie des dépenses futures pour la gestion des déchets proviendra des budgets publics et devrait dépasser les 120 Md £ (156 MdUS\$). Le combustible usé, le plutonium et l'uranium séparés ne sont pas considérés comme des déchets au Royaume-Uni, ce qui signifie que les volumes réels de déchets sont supérieurs aux estimations officielles. Comme dans les autres pays, la politique de gestion des déchets de plus haute activité est le stockage en formation géologique profonde. Mais les progrès se font lentement, et aucun site de stockage ne devrait être disponible avant 2040 au plus tôt.

⁴¹⁴ Nuclear Liabilities Fund 2018, *Protecting the future : Annual Report and Accounts 2018*, consulté le 22 avril 2019, http://www.nlf.uk.net/media/1076/nlf_annual_report_2018.pdf

⁴¹⁵ Government of the UK 2011, Energy Act 2008 "Funded decommissioning programme guidance for new nuclear power stations", December, Part 2b

7.8 ÉTATS-UNIS

CONTEXTE

Les États-Unis sont un des premiers pays à avoir développé la technologie nucléaire, à l'origine pour le développement de la bombe atomique. Puis, après la Seconde Guerre mondiale, le programme “Atoms for Peace” a réorienté une part importante de la recherche vers les programmes nucléaires civils. Le début du programme électronucléaire est marqué par le démarrage de la centrale de Dresden, près de Morris, dans l'Illinois, en 1959.⁴¹⁶ Il y a 97 réacteurs en service sur 59 sites à travers le pays, qui représentent environ 20 % de la production américaine d'électricité.⁴¹⁷ Il n'y a que deux réacteurs en construction, tous deux à Vogtle en Géorgie. Ce sont des AP-1000 de conception Westinghouse. La construction de deux autres AP-1000 en Caroline du Sud a été abandonnée en juillet 2017, en raison de problèmes de construction et de surcoûts.⁴¹⁸

La tendance récente aux États-Unis est à la fermeture des réacteurs. Depuis 2013, huit réacteurs ont été définitivement fermés, et 11 autres sont menacés de fermeture d'ici 2025. Sept réacteurs ont été totalement démantelés, et seules des installations indépendantes permettant l'entreposage de combustible usé ont été conservées sur site. Le secteur industriel n'a qu'une seule installation autonome d'entreposage en piscine pour les combustibles usés à Morris, Illinois. Six réacteurs ont été arrêtés dans des centrales qui comportent des réacteurs encore en exploitation. Les réacteurs de quatre centrales fermées sont en cours de démantèlement, et ceux de cinq autres sont dans une situation d'attente, désignée par le nom de SAFSTOR (pour SAFe STORAge) par l'autorité de sûreté, la NRC (Nuclear Regulatory Authority), au cours de laquelle le réacteur est stabilisé avant de pouvoir être totalement démantelé. Les règles de la NRC exigent que les réacteurs soient totalement démantelés dans un délai de 60 ans suivant leur fermeture.⁴¹⁹

De par la longue histoire nucléaire des États-Unis, les installations de la chaîne du combustible y sont nombreuses.⁴²⁰ Tout en amont, il y a une usine de traitement d'uranium dans l'Utah, et onze installations de lixiviation in situ ont reçu une autorisation, mais cinq seulement sont actuellement utilisées pour l'extraction de l'uranium (quatre dans le Wyoming et un au Nebraska).⁴²¹ Vingt installations de récupération de l'uranium sont en cours de démantèlement.⁴²² Les États-Unis ont une installation de conversion d'hexafluorure d'uranium, l'usine d'Honeywell dans le sud de l'Illinois, à l'arrêt depuis début 2018 en raison de la baisse de la demande en uranium pour la fabrication de combustible.⁴²³

Les États-Unis comptent actuellement une usine d'enrichissement en service, l'usine de centrifugation de Louisiana Energy Services, à Eunice, Nouveau-Mexique. Cette installation appartient à la compagnie européenne URENCO, ce qui signifie qu'il n'y a pas d'usine d'enrichissement appartenant exclusivement aux États-Unis. La NRC a délivré les autorisations pour l'usine d'enrichissement par centrifugation d'AREVA à Eagle Rock, dans l'Idaho, et l'usine d'enrichissement par laser (Global Laser Enrichment Plant) de GE en Caroline du Nord, mais aucune d'entre elles n'a été construite. L'American Centrifuge Plant à Piketon, dans l'Ohio, et les usines de diffusion gazeuse, plus anciennes, de Paducah, dans le Kentucky et Portsmouth dans l'Ohio,

⁴¹⁶ Walker, S.1992, *Containing the Atom: Nuclear Regulation in a Changing Environment 1963-1971*, University of California Press.

⁴¹⁷ US Nuclear Regulatory Commission (NRC) 2019, “List of Operating Power Reactors,” consulté le 9 mai 2019, <https://www.nrc.gov/reactors/operating/list-power-reactor-units.html>

⁴¹⁸ Plummer, B. 2017, ‘U.S. Nuclear Comeback Stalls As Two Reactors Are Abandoned,’ The New York Times, July 31, consulté le 9 mai 2019, <https://www.nytimes.com/2017/07/31/climate/nuclear-power-project-canceled-in-south-carolina.html>

⁴¹⁹ NRC 2019, *Backgrounder on Decommissioning Nuclear Power Plants*, consulté le 9 mai 2019, <https://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/fact-sheets/decommissioning.html>

⁴²⁰ NRC 2019, “Fuel Cycle Facilities,” consulté le 9 mai 2019, <https://www.nrc.gov/materials/fuel-cycle-fac.html>.

⁴²¹ US Energy Information Administration 2019, *Domestic Uranium Production Report – Quarterly*, consulté le 9 mai 2019, <https://www.eia.gov/uranium/production/quarterly/>.

⁴²² NRC 2019, *Locations of Uranium Recovery Sites Undergoing Decommissioning*, consulté le 9 mai 2019, <https://www.nrc.gov/info-finder/decommissioning/uranium/>

⁴²³ NRC 2018, *January 11th Letter from Jeff Fulks, Plant Manager, Honeywell Conversion Plant to Craig Erlanger*, consulté le 28 juin 2019, <https://www.nrc.gov/docs/ML1802/ML18023A384.pdf>

sont toutes fermées.⁴²⁴ Du combustible usé commercial a été retraité à l'usine de démonstration de West Valley, dans l'état de New York, pendant une période assez courte, de 1966 à 1972, mais le site abrite néanmoins des volumes considérables de déchets nucléaires de haute et faible activité.

Les États-Unis produisent des combustibles à uranium faiblement enrichi ainsi qu'à uranium hautement enrichi, bien que le parc commercial américain, composé uniquement de réacteurs à eau légère, n'utilise que du combustible faiblement enrichi. Celui-ci est actuellement produit dans les installations suivantes : usine de Global Nuclear Fuel Americas à Wilmington, Caroline du Nord, Columbia Fuel Fabrication Facility de Westinghouse, à Columbia, Caroline du Sud, et usine de Framatome Inc. à Richland, Washington. L'usine d'AREVA de Lynchburg, Virginie, a été fermée. Les usines de Nuclear Fuel Services, à Erwin, Tennessee et de BWXT Nuclear Operations Group à Lynchburg, Virginie, produisent à la fois des combustibles à uranium faiblement enrichi et hautement enrichi.

SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES DÉCHETS

Le système de classification des déchets des États-Unis est différent de celui de l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique (AIEA) ou de celui de nombreux autres pays. Avec une longue tradition de fabrication d'armes nucléaires, les flux de déchets nucléaires sont bien plus diversifiés aux États-Unis que dans les pays dont le programme nucléaire est uniquement commercial. Dans le cadre de la gestion de ces matières, les États-Unis ont mis au point un système de classification complexe, ancré à la fois dans la loi et la réglementation. Les États-Unis ont des combustibles usés, des déchets de haute activité provenant du retraitement de combustibles usés (dont la grande majorité dans le complexe militaire nucléaire), ainsi que des déchets transuraniens, une définition qui ne s'applique qu'aux déchets du complexe nucléaire militaire.⁴²⁵ Ces déchets exigent un stockage en profondeur. Les déchets liés au secteur de l'armement comportent également une catégorie relativement nouvelle, dénommée "Waste Incidental to Reprocessing" (déchets secondaires du retraitement). Il s'agit essentiellement du fond des cuves de boues de haute activité provenant du retraitement des combustibles usés pour en séparer le plutonium entrant dans la fabrication des armes nucléaires. L'extraction de ces fonds de cuves est une opération difficile et onéreuse. Le DOE (Département de l'énergie) américain prévoit ainsi de les laisser dans certaines des cuves enterrées qu'il envisage de remplir de coulis de ciment, afin de calculer la moyenne de l'activité par rapport au volume total de la cuve et obtenir ainsi des concentrations moyennes permettant de les classer comme déchets de faible activité (FA).⁴²⁶

Aux États-Unis, les déchets de faible activité sont définis par ce qu'ils ne sont pas. La loi les définit comme des matières qui ne sont pas des combustibles usés, des déchets de haute activité (HA), ou des sous-produits, par exemple. Ils sont répartis en quatre sous-catégories implicitement liées à l'origine des matières. Le classement en classe A, B, C ou supérieur à la classe C dépend de la présence de certains radionucléides importants et de leur période radioactive.⁴²⁷ Les déchets de classe A, B et C peuvent être stockés dans des sites d'enfouissement à faible profondeur. Le Département de l'énergie et la NRC évaluent actuellement la nécessité de stocker les déchets supérieurs à la classe C à plus grande profondeur.

Les critiques du système américain de classification des déchets pointent essentiellement le fait que le système est basé sur l'origine des déchets et non sur les risques qu'ils présentent. Par exemple, les déchets HA et les déchets de classe A peuvent tous les deux contenir les mêmes radionucléides, mais parce que les déchets

⁴²⁴ NRC 2019, *Fuel Cycle Facilities*, consulté le 9 mai 2019, <https://www.nrc.gov/materials/fuel-cycle-fac.html>

⁴²⁵ US Transuranic waste contains "transuranic" elements, those with atomic numbers larger than uranium, at concentrations of greater than 10 nanocuries per gram. See NRC 2018, *Greater Than Class C and Transuranic Waste*, Federal Register, 83FR6475, February 14, pp. 6475-6477, consulté le 9 mai 2019, <https://www.federalregister.gov/documents/2018/02/14/2018-03085/greater-than-class-c-and-transuranic-waste>.

⁴²⁶ Macfarlane, A. 2019 "Incidental" nuclear waste: reconceiving a problem won't make it go away, *the Bulletin of the Atomic Scientists*, January 31, consulté le 9 mai 2019, <https://thebulletin.org/2019/01/incidental-nuclear-waste-reconceiving-a-problem-wont-make-it-go-away/>

⁴²⁷ Dans la section 61.55 du Title 10, Code of Federal Regulations, la NRC inclut un tableau et des algorithmes détaillés permettant d'assigner une catégorie aux déchets.

HA proviennent du retraitement des combustibles usés, ils doivent être stockés différemment de ceux de classe A.⁴²⁸ D'autres catégories de déchets comprennent les résidus du traitement de l'uranium et l'uranium appauvri. Il est peu probable que le stockage à faible profondeur soit adapté à ce dernier.

QUANTITÉS DE DÉCHETS

Bien qu'il n'y ait pas de rapports comptables complets, les États-Unis détiennent vraisemblablement le volume de déchets nucléaires le plus important et le plus complexe au monde. Il n'y a pas de rapport officiel sur les volumes de combustible usé du secteur commercial, le régulateur n'en obligeant pas la déclaration. Les inventaires d'autres déchets sont publiés de façon sporadique dans divers documents officiels. Compte tenu de cette réserve, le *Tableau 20* donne une estimation du volume des différents déchets aux États-Unis. Le gouvernement fédéral détient des volumes importants de déchets de haute activité, transuraniens, et de faible activité sur divers types d'installations. La totalité des déchets de haute activité et du combustible usé est entreposée. Une partie des déchets transuraniens est déjà stockée au centre de stockage en formation géologique profonde WIPP (Waste Isolation Pilot Project), au sud-est du Nouveau Mexique, et au Nevada National Security Site. Les déchets de faible activité sont stockés dans 18 installations différentes du gouvernement. Les résidus du traitement de l'uranium comprennent des déchets du gouvernement ainsi que des déchets commerciaux.

Dans la filière commerciale, le combustible usé reste sur le site des centrales, en piscine ou en entreposage à sec. Les réacteurs de recherche, d'essai et de production d'isotopes abritent également du combustible usé. Les déchets des classes A, B et C sont également stockés sur de multiples installations, mais les déchets supérieurs à la classe C sont entreposés en attendant des décisions quant à leurs modalités de stockage.

TABLEAU 20: Déchets nucléaires aux États-Unis – Situation au 31 décembre 2016

Types de déchets	Quantités entreposées	Quantités stockées
PROPRIÉTAIRE : GOUVERNEMENT FÉDÉRAL		
HA et combustible usé	14 000 t	-
TRU (WIPP)	64 630 m ^{3**}	93 500 m ^{3***}
TRU (Nevada, installation fermée)	-	200 m ³
Uranium appauvri	75 296 t	-
Résidus de traitement	228 millions de t	-
FA (classes A, B, C)*	17 millions de m ³	-
PROPRIÉTAIRES : EXPLOITANTS COMMERCIAUX		
CU (HA)	81 518 t****	-
CU de réacteurs de recherche (universitaires)	1 042 kg d'U	-
CU (recherche et installations de la chaîne du combustible)	79 kg d'U	-
FA (sites en service)	-	4,8 millions de m ³
FA (sites fermés)	-	438 000 m ³
Supérieurs à la classe C (GTCC)	-	130 m ³

Sources : d'après US General Accounting Office (2019), Department of Energy (2009, 2017, 2018, et 2019), et Nuclear Energy Institute (2018).

Notes : * sans compter 129 compartiments de réacteurs supplémentaires stockés à faible profondeur dans des installations du gouvernement. ** Au 31 décembre 2017. *** À juin 2018. **** Au 31 décembre 2018.

TRU = Déchets transuraniens ; WIPP = Waste Isolation Pilot Project ; CU = Combustible irradié ; GTCC = Greater-Than-Class-C Radioactive Waste soit déchets supérieurs à la classe C.

Les estimations de quantités futures de déchets ne sont pas disponibles. Cependant, si l'on considère qu'un gros réacteur à eau légère produit environ 20 tonnes de combustible usé par an, le parc nucléaire américain produit chaque année environ 2 000 tonnes de combustible usé supplémentaires.

POLITIQUES ET ÉQUIPEMENTS DE GESTION DES DÉCHETS

La gestion des déchets nucléaires aux États-Unis est encadrée par différentes lois et réglementations. Du côté commercial, c'est le Département de l'énergie qui est statutairement responsable de la gestion et du stockage des déchets de haute activité, y compris des combustibles usés provenant des réacteurs commerciaux, alors que les déchets de faible activité sont gérés par des entreprises privées. La gestion et le stockage des déchets de haute activité comme de faible activité sont réglementés par la NRC.

Après l'essai nucléaire "pacifique" réalisé par l'Inde en 1974, les États-Unis ont mis en place une politique consistant à "différer indéfiniment" le retraitement des combustibles usés issus de la filière électronucléaire. Bien que différents Présidents (surtout républicains) aient inversé cette politique, le retraitement n'a jamais représenté d'option économiquement viable aux États-Unis. L'installation de démonstration de West Valley a retraité un peu de combustible entre 1966 et 1972, mais n'a jamais connu de succès économique. La propriété de ce site a depuis été transférée au Département de l'énergie.

Aux États-Unis, le stockage des déchets nucléaires HA est régi par la Loi sur la politique en matière de déchets nucléaires (Nuclear Waste Policy Act) de 1982, amendée en 1987. Cette loi prévoyait le stockage géologique profond pour le combustible usé commercial et les déchets de haute activité du complexe nucléaire militaire. Elle prescrivait à la NRC d'autoriser un site de stockage sélectionné et exploité par le Département de l'énergie conformément aux normes de radioprotection définies par l'Agence de protection de l'environnement (Environmental Protection Agency). La loi établissait un « contrat type » en vertu duquel le détenteur de l'autorisation conservait la propriété du combustible usé jusqu'à sa reprise par le Département de l'énergie au moment de son transfert vers un site de stockage. À l'heure actuelle, les combustibles usés se trouvent toujours sur le site des réacteurs, à l'exception de faibles quantités transférées vers des réacteurs appartenant à des compagnies d'électricité ou un site centralisé appartenant à la compagnie (Morris, dans l'Illinois).

Lors de la modification de la Loi sur les déchets nucléaires, le Congrès a sélectionné le site de Yucca Mountain, Nevada, comme unique site dont l'aptitude devait être étudiée pour le stockage géologique profond. Le Département de l'énergie a soumis à la NRC la demande d'autorisation de construction du site de stockage en 2008, mais en 2009, l'administration Obama a retiré cette demande d'autorisation et a démantelé l'OCRWN (Office of Civilian Radioactive Waste Management – Office de gestion des déchets radioactifs civils) du Département de l'énergie, pour le remplacer par la "Blue Ribbon Commission on America's Future" chargée d'élaborer la stratégie de la fin de la chaîne du combustible nucléaire. La Blue Ribbon Commission a publié son rapport en 2012, soulignant le besoin urgent d'un site de stockage géologique profond et l'importance d'adopter une approche de sélection du site basée sur le consentement.⁴²⁹ Bien que la Loi sur la politique en matière de déchets nucléaires soit toujours en vigueur dans le pays, le Congrès est aujourd'hui divisé sur le sort de Yucca Mountain.

La roche hôte du site de Yucca Mountain est constituée de tufs volcaniques (cendres solidifiées) situés dans une zone sismique et volcanique. L'horizon du dépôt serait situé au-dessus de la nappe phréatique dans un environnement géochimique oxydant, contrairement aux programmes de sites de stockage d'autres pays. Le site lui-même a été choisi par le Département de l'énergie, avec trois autres sites, dont les basaltes du fleuve Columbia, près du site d'Hanford, à Richland, Washington ou encore les couches de sel au nord du Texas. La loi d'origine sur la politique de gestion des déchets nucléaires prévoyait la qualification simultanée de trois sites, mais lors de son amendement, le Congrès s'est concentré sur le seul site de Yucca Mountain. L'État du Nevada s'oppose systématiquement au site depuis l'adoption des modifications apportées à la loi en 1987, loi qu'il qualifie de loi "d'entubage du Nevada" ("Screw Nevada" bill).

⁴²⁸ Blue Ribbon Commission on America's Nuclear Future, 2012, *Report to the Secretary of Energy*, consulté le 9 mai 2019, https://www.energy.gov/sites/prod/files/2013/04/f0/brc_finalreport_jan2012.pdf

⁴²⁹ Blue Ribbon Commission on America's Nuclear Future 2012

Au niveau des centrales, le combustible usé est entreposé soit en piscine, dont la plupart ont été re-rackées pour porter la capacité à près de quatre fois la capacité initiale, soit à sec.⁴³⁰ Dans de nombreuses centrales, les piscines de combustible usé sont quasiment pleines. En conséquence, 56 des 59 centrales américaines pratiquent, d'une façon ou d'une autre, l'entreposage à sec sur site.⁴³¹ Certains réacteurs ne se gardent pas la possibilité de décharger un cœur entier, et aucune réglementation ne les y oblige. De même que la réglementation n'oblige pas à déclarer les quantités de combustible usé ou la façon dont il est géré dans les piscines. Il est par conséquent impossible de savoir si les assemblages combustibles fraîchement déchargés sont répartis dans la piscine ou placés au même endroit, et il n'y a pas de comptabilité officielle du gouvernement relevant les volumes de combustible usé présents sur le site des réacteurs.

Des demandes d'autorisation ont été récemment déposées auprès de la NRC pour la construction de sites d'entreposage centralisé pour le combustible usé, l'une émanant d'Holtec International au sud-est du Nouveau Mexique, près du site de WIPP, l'autre de Waste Control Specialists, près du site de stockage des déchets de faible activité d'Andrews, Texas. La NRC a délivré en 2006 l'autorisation pour une installation d'entreposage centralisé près de Salt Lake City, Utah, mais l'État et le Ministère de l'intérieur ont bloqué à tout jamais l'exploitation du site.⁴³²

Les États-Unis disposent du seul site de stockage géologique profond en service au monde : le projet WIPP (Waste Isolation Pilot Project). Situé à une profondeur de 600 mètres dans une couche de sel, ce site sert au stockage des déchets transuraniens provenant des installations du complexe nucléaire militaire près de Carlsbad, Nouveau Mexique. La collectivité locale s'est portée volontaire dans les années soixante-dix pour accueillir WIPP, et le site a commencé à recevoir des déchets en 1999. Le site jouit d'un fort soutien de la communauté locale, qui a pu bénéficier d'améliorations au niveau des écoles et de l'implantation de commodités, accompagnant l'arrivée de cols blancs venus travailler dans les bureaux locaux du Département de l'énergie à Carlsbad. Même avec l'accident de 2014, qui a entraîné des rejets radioactifs et entraîné la fermeture du site pendant deux ans, la communauté y demeure favorable.

La gestion des déchets de faible activité est régie par la Loi sur la politique sur les déchets de faible activité de 1980, modifiée en 1985. Elle stipule que les États doivent gérer et contrôler le stockage de leurs déchets de faible activité, mais peuvent s'associer au sein de "compacts" qui choisissent dans l'un des États les composant un site destiné à accueillir le centre de stockage. Dix compacts ont ainsi été formés, alors que dix États n'en ont rejoint aucun. Seuls trois des compacts ont réussi à mettre en place de nouvelles installations de stockage pour les déchets de faible activité.

Quatre installations de stockage des déchets de faible activité ont fermé aux États-Unis :

- Maxey Flats, dans le Kentucky, propriété de NECO (devenu US Ecology), qui a fonctionné de 1963 à 1977 ; elle a subi une contamination importante du sol, des eaux de surface et des eaux souterraines ;
- Sheffield, dans l'Illinois, également propriété de NECO, qui a fonctionné de 1967 à 1978 ;
- West Valley, dans l'État de New York, fermée en 1975 ;
- Beatty, dans le Nevada, propriété d'US Ecology, qui a fonctionné de 1962 à 1993.

⁴³⁰ NRC 2019, *US Independent Spent Fuel Storage Installations*, consulté le 9 mai 2019, <https://www.nrc.gov/docs/ML1907/ML19071A163.pdf>

⁴³¹ NRC 2019, *US Independent Spent Fuel Storage Installations*

⁴³² World Nuclear News 2013, 'Cancellation leaves no options for US nuclear waste,' January 4, consulté le 9 mai 2019, <http://www.world-nuclear-news.org/Articles/Cancellation-leaves-no-options-for-US-waste>

Quatre installations de stockage des déchets de faible activité sont actuellement en service. Deux d'entre elles, l'installation de Barnwell, Caroline du Sud, exploitée par Energy Solutions et l'installation de Richland, Washington, exploitée par US Ecology, n'acceptent que les déchets provenant de leur compact. L'installation de Clive, Utah, d'Energy Solutions accepte des déchets de tous les États, et celle de West Control Solutions à Andrews, Texas, accepte les déchets extérieurs au compact avec un accord préalable.

COÛTS ET FINANCEMENT

Le stockage des déchets de haute activité est financé par le Fonds pour les déchets nucléaires (Nuclear Waste Fund) instauré en 1982 par la Loi sur la politique des déchets nucléaires. Ce fonds est exclusivement destiné au développement d'un site géologique profond pour les déchets de haute activité. Le fonds, géré par le Congrès, facture aux consommateurs d'électricité 1 US\$/MWh. Au fil du temps, le fonds a amassé plus de 34,3 MdUS\$. Alors que le fonds devait fonctionner comme un compte séquestre ou un compte en fiducie, le Congrès l'a en fait utilisé pour couvrir la dette américaine. L'argent versé dans le fonds est considéré comme une recette fiscale, alors que les montants alloués par le fonds sont soumis à des restrictions. En conséquence, le Congrès a du mal à débloquer les fonds au moment voulu. Le fonds ne collecte plus d'argent suite aux poursuites fédérales engagées contre le Département de l'énergie en 2013, les avancées de l'agence pour retirer le combustible usé des sites de réacteurs étant insuffisantes.⁴³³ En 2008, le Département de l'énergie estimait le coût du stockage des déchets américains de haute activité à Yucca Mountain à 96 MdUS\$.⁴³⁴ Il a déjà dépensé environ 15 MdUS\$ pour son développement.

La situation financière des centrales est encore plus compliquée, à cause du "contrat type" prévu par la Loi sur la politique des déchets nucléaires. Selon cette loi, le Département de l'énergie devait commencer à prendre possession du combustible usé sur le site des réacteurs avant le 31 janvier 1998, pour le transférer vers le site de stockage géologique. Les choses ne se sont pas passées ainsi, constituant une violation du contrat. Les tribunaux américains se sont prononcés en faveur des titulaires d'autorisation de centrales nucléaires, qui perçoivent maintenant des compensations. Le Département de la justice administre un "Judgement Fund", constitué d'argent des contribuables, soit environ 2 millions de US\$ par jour, destiné à l'ensemble des centrales – tant en service que déjà fermées – qui ont porté plainte contre le gouvernement afin de récupérer des fonds destinés à les aider à gérer leurs combustibles usés.⁴³⁵

Les titulaires d'autorisation de centrales nucléaires doivent pouvoir démontrer qu'ils disposent de fonds suffisants pour le démantèlement de leurs réacteurs lorsqu'ils fermeront. La plupart constituent ces fonds au cours de la durée d'exploitation de leurs réacteurs. Ils en déclarent le montant tous les deux ans à la NRC, qui utilise des algorithmes pour s'assurer qu'ils sont suffisants. Les fonds destinés au démantèlement ne peuvent pas être affectés à la gestion du combustible usé.

RÉSUMÉ

La gestion des déchets nucléaires aux États-Unis figure parmi les plus difficiles au monde. Il y a non seulement de grandes quantités de déchets commerciaux mais aussi des quantités impressionnantes de déchets produites par le complexe de l'armement nucléaire et dont la gestion est extrêmement difficile. Gérer et stocker tous ces déchets va demander des décennies et coûter des centaines de milliards de dollars. Les États-Unis ont, dans une large mesure, résolu le problème de la gestion des déchets de faible activité, mais celle des déchets de moyenne et haute activité reste problématique. Aucune solution claire ne se dessine à une échéance proche.

⁴³³ Ewing, R. et al. 2018, 'Reset of America's Nuclear Waste Management, Strategy and Policy,' Stanford University, George Washington University, October 15, consulté le 9 mai 2019

https://fsi-live.s3.us-west-1.amazonaws.com/s3fs-public/reset_report_2018_final.pdf

⁴³⁴ US Department of Energy 2008, Revised Total System Life Cycle Cost Estimate and Fee Adequacy Report for Yucca Mountain Project, consulté le 9 mai 2019

<https://www.energy.gov/articles/us-department-energy-releases-revised-total-system-life-cycle-cost-estimate-and-fee>

⁴³⁵ Dillon, J. 2019, 'Perry: "We have to find a solution,"' Energywire, March 27, consulté le 9 mai 2019,

<https://www.eenews.net/energywire/stories/1060130031>

<https://www.world-nuclear-news.org/Articles/Cancellation-leaves-no-options-for-US-waste>



8 TABLE DES ABRÉVIATIONS

ABRÉV.⁴³⁶

TYPES DE DÉCHETS

DE	Déchets exemptés
DSF	Déchets sans filière
FA	Déchets de faible activité
FA-VC	Déchets de faible activité à vie courte
FA-VL	Déchets de faible activité à vie longue
FMA	Déchets de faible et moyenne activité
FMA-VC	Déchets de faible et moyenne activité à vie courte
FMA-VL	Déchets de faible et moyenne activité à vie longue
HA	Déchets de haute activité
MA	Déchets de moyenne activité
MA-VC	Déchets de moyenne activité à vie courte
MA-VL	Déchets de moyenne activité à vie longue
TFA	Déchets de très faible activité
VTC	Déchets à vie très courte

ABRÉVIATION NOM EN FRANÇAIS (ET DANS LA LANGUE D'ORIGINE LE CAS ÉCHÉANT)

ABWR	Advanced boiling water reactor – Réacteur avancé à eau bouillante
AEN	Agence de l'Énergie Nucléaire de l'OCDE
AGR	Advanced gas cooled reactor – Réacteur avancé au gaz (RAG)
AIEA	Agence internationale de l'énergie atomique
AKEND	Groupe de travail sur la procédure de sélection des sites de stockage (Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte) – Allemagne
ANDRA	Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs – France
ASN	Autorité de sûreté nucléaire – France
ATA	Alphatoxic waste – Déchets alphatoxiques (DAT)
BEIS	Ministère du Commerce, de l'Énergie et de la Stratégie industrielle (Department of Business, Energy and Industrial Strategy) – Royaume-Uni
BFE	Société fédérale pour la sûreté de la gestion des déchets nucléaires (Bundesgesellschaft für kerntechnische Entsorgungssicherheit) – Allemagne
BFS	Office fédéral de radioprotection (Bundesamt für Strahlenschutz) – Allemagne
BGE	Société fédérale pour le stockage définitif (Bundesgesellschaft für Endlagerung) – Allemagne
BGZ	Société (fédérale) pour l'entreposage intermédiaire (Gesellschaft für Zwischenlagerung) – Allemagne
BRC	Below Regulatory Control (terme américain utilisé pour désigner les déchets exemptés (DE) de la classification AIEA)
BWR	Boiling water reactor – Réacteur à eau bouillante (REB)
BZL	Dépôt intermédiaire fédéral (Bundeszwischenlager) – Suisse

⁴³⁶ NdT: Ces abréviations correspondent aux abréviations françaises, utilisées dans le rapport. Les abréviations de la classification AIEA sont quasiment identiques, mais intègrent le "D" de déchets (DFA par exemple). Voir 2.3.1

CCSE	Fonds de compensation du secteur électrique (La Cassa conguaglio per il settore elettrico) – Italie
CDD	Commission du développement durable et de l'aménagement du territoire de l'Assemblée nationale – France
CEA	Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives – France
CIRES	Centre industriel de regroupement, d'entreposage et de stockage de Morvilliers – France
CORWM	Comité pour la gestion des déchets radioactifs (Committee on Radioactive Waste Management) – Royaume-Uni
CSA	Centre de stockage de l'Aube – France
CSM	Centre de stockage de la Manche – France
CU	Combustible(s) usé(s)
DAT	Déchets alphanotoxiques (ATA – Alphatoxic waste)
DEFRA	Ministère de l'Environnement, de l'alimentation et des affaires rurales (Department for Environment, Food and Rural Affairs) – Royaume-Uni
DETEC	Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication – Suisse
DGD	Deep geological disposal – [Site de] stockage géologique profond
DOE	Département (fédéral) de l'énergie (Department of Energy) – États-Unis
EDF	Électricité de France
EDF ENERGY	Filiale britannique d'Électricité de France
EKRA	Groupe d'experts pour les modèles de gestion des déchets radioactifs (Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle) – Suisse
ENSI	Eidgenössische Nuklearsicherheitsinspektorat – Suisse (voir IFSN)
EPR	Réacteur européen à eau pressurisée (European pressurized water reactor)
EURATOM	Communauté européenne de l'énergie atomique
GCR	Gas cooled reactor – Réacteur caloporteur gaz (RCG)
GW	Gigawatt (capacité installée)
GWh	Gigawattheure (production d'électricité)
HAL	Highly active liquor (se rapporte à l'acide nitrique) – l'équivalent français est solution de produits de fission
IAEA	International Atomic Energy Agency (voir AIEA)
ICPE	Installation Classée pour la Protection de l'Environnement – France
IFSN	Inspection fédérale de la sécurité nucléaire – Suisse
ISDC	Structure internationale des coûts de démantèlement
LENU	Loi sur l'énergie nucléaire (Kernenergiegesetz ou KEG en allemand) – Suisse
LWR	Light water reactor – Réacteur à eau légère (REL)
MIR	Déchets issus des secteurs de la médecine, de l'industrie et de la recherche
MIRAM	Inventaire-type des matières radioactives (Modellhaftes Inventar für Radioaktive Materialien) – Suisse
MOX	Combustible à base d'oxydes d'uranium et de plutonium (Mixed Oxide Fuel)
M	Millions
MD	Milliard
MW	Mégawatt (capacité installée)
MWh	Mégawattheure (production d'électricité)
NAGRA	Société coopérative nationale pour le stockage des déchets radioactifs (Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle) – Suisse

NAO	Cour des Comptes (National Audit Office) – Royaume-Uni
NBC	Comité national de la société civile (National Begleitgremium) – Allemagne
NDA	Nuclear Decommissioning Authority) – Royaume-Uni
NEA	Nuclear Energy Agency (OECD) (Voir AEN)
NLF	Fonds des Engagements Nucléaires (Nuclear Liabilities Fund) – Royaume-Uni
OCDE	Organisation de coopération et développement économique
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development (voir OCDE)
PHWR	Pressurized heavy water reactor – Réacteur à eau lourde sous pression (RELP)
PIMCU	Priargunsky Industrial Mining and Chemical Union – Russie
PNGMDR	Plan national de gestion des matières et déchets radioactifs – France
PSI	Institut Paul Scherer – Suisse
PWR	Pressurized water reactor – Réacteur à eau sous pression
RAG	Réacteur avancé au gaz (ou AGR)
RAWRA	Autorité de gestion des dépôts de déchets radioactifs (Radioactive Waste Repository Authority) – République Tchèque
RBMK	Réacteur à eau légère refroidi au gaz
RCG	Réacteur caloporteur gaz (ou GCR)
REB	Réacteur à eau bouillante (ou BWR)
REL	Réacteur à eau légère (ou LWR)
RELP	Réacteur à eau lourde sous pression (ou PHWR)
REP	Réacteur à eau sous pression (ou PWR)
SFISF	Installation d'entreposage des combustibles usés (Spent fuel interim storage facility) – Hongrie
SFL	Site de stockage des déchets radioactifs à vie longue (Slutförvar för långlivat [radioaktivt avfall]) – Suède
SFR	Site de stockage des déchets radioactifs à vie courte (Slutförvar för [kortlivat] radioaktivt [avfall]) – Suède
SKB	Société de gestion du combustible et des déchets nucléaires (Svensk Kärnbränslehantering) – Suède
SNF	Combustible(s) usé(s) – Spent nuclear fuel
SSM	Autorité de sûreté et de radioprotection (Strålsäkerhetsmyndigheten) – Suède
STENFO	Fonds de désaffectation pour les installations nucléaires et fonds de gestion des déchets radioactifs provenant des centrales nucléaires – Suisse
SVAFO	Société de stockage des déchets nucléaires – Suède
tML	Tonne de métal lourd
THORP	Thermal oxide reprocessing plant (Usine de retraitement) – Royaume Uni
UNGG	Réacteur Uranium Naturel Graphite Gaz
VVER	Réacteur à eau pressurisée russe (Vodo-Vodyanoi Energetichesky Reaktor)
WIPP	Waste Isolation Pilot Project – États-Unis
WNWR	World Nuclear Waste Report
ZWIBEZ	Installation d'entreposage de Beznau (Zwischenlager Beznau) – Suisse



9 CONTRIBUTEURS ET CONTRIBUTRICES

MANON BESNARD est ingénieure nucléaire, diplômée de l'École Nationale Supérieure de l'Énergie, l'Eau et l'Environnement (ENSE3), de l'Institut National Polytechnique de Grenoble. Elle a travaillé de 2014 à 2019 en tant qu'experte sur le nucléaire et l'énergie, au sein de WISE Paris (World Information Service on Energy), agence française d'information et de conseil à but non-lucratif, avant d'intégrer en 2020 le Pôle d'expertise nucléaire et fossiles de l'Institut négaWatt. Elle travaille en particulier sur la sûreté nucléaire et les problématiques liées à la gestion des déchets nucléaires. Elle est membre des groupes permanents d'experts pour les déchets (GPD) et pour les démantèlements (GPDEM) de l'Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN).

MARCOS BUSER, né en 1949, est géologue et chercheur en sciences sociales. Depuis plus de 40 ans, il travaille sur le nucléaire et l'élimination de déchets dangereux chimio-toxiques. Il a géré d'importants projets sur les déchets en Suisse comme dans les pays voisins, et a travaillé en étroite collaboration avec des universités, des instituts de recherche, des institutions internationales, des agences gouvernementales et des sociétés d'ingénierie privées. Marcos Buser a été membre et président de diverses commissions d'experts, dont le groupe d'experts pour les modèles de gestion des déchets radioactifs (EKRA) en Suisse (1999–2002), la Commission Fédérale de Sécurité Nucléaire (2008–2012), et diverses commissions relatives à l'assainissement de décharges industrielles. Il a été président de l'autorité de contrôle (2002–2013/2014) du laboratoire international de recherche du Mont Terri sur des déchets de haute activité et a participé à divers projets sur l'entreposage/stockage souterrain de déchets chimiques/toxiques dans d'anciennes mines.

IAN FAIRLIE consultant indépendant sur le rayonnement dans l'environnement, est diplômé en chimie et en radiobiologie. Ses études doctorales à l'Imperial College de Londres et à l'Université de Princeton aux États-Unis portaient sur l'impact sanitaire des technologies liées aux déchets nucléaires. Le Dr Fairlie a été Secrétaire scientifique du Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters (www.cerrie.org), du gouvernement britannique. Il est toujours consultant auprès de l'organisation International Physicians For the Prevention of Nuclear War (IPPNW), d'ONG environnementales et de gouvernements locaux dans de plusieurs pays.

ALLISON M. MACFARLANE est actuellement professeure de politique scientifique et affaires internationales à l'Université George Washington, Directrice de l'Institute for International Science and Technology Policy de l'Elliott School of International Affairs. Le Dr Macfarlane a été Présidente de l'autorité de sûreté nucléaire américaine (U.S. Nuclear Regulatory Commission) de juillet 2012 à décembre 2014. Elle est titulaire d'un doctorat de géologie du Massachusetts Institute of Technology (MIT), et d'une licence en géologie de l'Université de Rochester. Elle a obtenu des bourses d'études au Radcliffe College, au MIT, aux Universités de Stanford et de Harvard. De 2010 à 2012, elle a siégé au sein de la Blue Ribbon Commission on America's Nuclear Future, créée par l'Administration Obama dans le but de développer une stratégie nationale pour les déchets de haute activité.

GORDON MACKERRON est professeur en politique scientifique et technologique à SPRU (Science Policy Research Unit), Université du Sussex. Il a dirigé SPRU de 2008 à 2013, puis en 2018-2019, après avoir été Directeur associé de NERA Economic Consulting à Londres pendant 4 ans, et une carrière antérieure de plus 20 ans à SPRU.

Il est économiste, spécialisé en économie de l'énergie et de l'environnement, diplômé en économie des Universités de Cambridge et du Sussex. Son parcours universitaire s'est concentré sur les aspects économiques et politiques de l'électricité, et du nucléaire en particulier, sujets sur lesquels il est souvent intervenu et a beaucoup publié.

YVES MARIGNAC dirige le Pôle d'expertise nucléaire et fossiles de l'Institut négaWatt. Il a été pendant 17 ans directeur de WISE-Paris (World Information Service on Energy), qu'il a rejoint en 1996 après avoir obtenu son diplôme en Sciences de l'information à l'Université Orsay / Paris-Sud. Depuis, il a apporté son expertise à de nombreux organismes nationaux comme internationaux, institutionnels, académiques, ONG ou médias pour lesquels il produit des rapports sur différentes thématiques relatives au nucléaire et à l'énergie. De 2006 à 2013 il a coordonné le Groupe d'expertise pluraliste sur les mines d'uranium (GEP-Mines). Il est membre de l'International Panel on Fissile Materials (IPFM) soutenu par l'Université de Princeton, membre des groupes permanents d'experts de l'Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN) pour les réacteurs nucléaires (GPR) et pour les équipements sous pression nucléaires (GPESPN).

ESZTER MATYAS est diplômée en Sciences politiques de la Central European University (CEU) et de l'Eotvos Lorand University (ELTE), où ses recherches ont principalement porté sur la politique de l'environnement. Elle est doctorante en sciences de l'environnement à la CEU, et sa thèse porte sur le nucléaire. Son intérêt pour l'énergie nucléaire l'a mené à rejoindre Energiaklub, où elle a été en charge de la gestion des projets sur le nucléaire. Elle a publié sur l'état de l'environnement dans les démocraties illibérales et sur l'influence de la Russie sur l'industrie nucléaire. Elle anime avec des collègues une émission de radio sur l'environnement. Elle est membre de Nuclear Transparency Watch et du volet « société civile » du programme EURAD.

EDVARD SEQUENS est Président de Calla – Association for the Preservation of the Environment, où il travaille également comme consultant sur l'énergie. Il est diplômé en contrôle des systèmes automatisés de la Military Technical University de Liptovský Mikuláš. Il a fait partie de la commission gouvernementale d'experts indépendants pour l'évaluation des besoins énergétiques de la République tchèque, et a également été consultant externe pour le ministère de l'Environnement. Il est membre du Government Sustainable Energy Committee, et a contribué à la création d'une feuille de route alternative pour le développement de l'industrie énergétique en République tchèque, connue sous le nom de Smart Energy.

JOHAN SWAHN est directeur de l'ONG MKG (Swedish NGO Office for Nuclear Waste Review). Il y dirige l'évaluation des demandes d'autorisation déposées par l'industrie nucléaire pour un site de stockage du combustible usé en Suède. Il est titulaire d'un Master scientifique en physique de l'ingénierie, et d'un doctorat en Sciences, technologie et sécurité globale de la Chalmers University of Technology de Göteborg. Ses travaux de doctorat et de post-doc traitent principalement des thématiques de la non-prolifération, des déchets nucléaires et de l'élimination des matières fissiles d'origine militaire. Il a auparavant travaillé comme chercheur et chargé d'enseignement sur les thématiques de l'énergie, de l'environnement, et de la sécurité globale à la Chalmers University of Technology.

BEN WEALER est chercheur associé du Workgroup for Economic and Infrastructure Policy (WIP) du Berlin Institute of Technology (TU Berlin), chercheur invité au DIW à Berlin (Institut allemand de recherche économique) ; il a reçu une bourse d'étude de la Fondation Heinrich-Böll. Son domaine de recherche est l'économie de l'énergie nucléaire, avec une attention particulière portée au démantèlement, à la gestion des déchets, à la construction de nouvelles centrales et au lien civil-militaire du nucléaire. Il est membre fondateur d'un programme de recherche en Allemagne, en Europe et outre-atlantique, dirigé conjointement par la TU de Berlin et DIW Berlin. Il est co-auteur de la première étude indépendante allemande d'examen du démantèlement des centrales, et auteur collaborateur du World Nuclear Industry Status Report depuis 2018.

JULIE HAZEMANN est directrice d'EnerWebWatch, un service international de veille et recherche documentaire spécialisé sur les questions climatiques, énergétiques et nucléaires depuis 2004; elle intervient dans le cadre de différents projets ou missions de recherche, et en particulier le World Nuclear Industry Status Report.

Forte de son expérience d'ingénieure documentaire, elle s'investit dans la structuration de l'information, la visualisation de données et les produits documentaires électroniques. Elle a également traduit différents ouvrages et rapports sur le nucléaire.

IMPRESSUM

Un rapport publié sous la licence Creative Commons suivante :

<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0>. Attribution – You must attribute the work in the manner specified by the author or licensor (but not in any way that suggests that they endorse you or your use of the work). Noncommercial – You may not use this work for commercial purposes. No derivatives – If you remix, transform, or build upon the material, you may not distribute the modified material.

RAPPORT MONDIAL SUR LES DÉCHETS NUCLÉAIRES FOCUS SUR L'EUROPE VERSION FRANÇAISE DU "WORLD NUCLEAR WASTE REPORT" Novembre 2020

CONTRIBUTEURS:

Manon Besnard, Marcos Buser, Ian Fairlie, Gordon MacKerron, Allison Macfarlane, Eszter Matyas, Yves Marignac, Edvard Sequens, Johan Swahn et Ben Wealer.

EQUIPE DU PROJET :

Rebecca Harms, Mycle Schneider, Gordon MacKerron, Wolfgang Neumann, Anna Turmann et Arne Jungjohann.

EDITEUR EN CHEF :

Arne Jungjohann

SPONSORS ET PARTENAIRES :

Altner-Combecher Stiftung, Bäuerliche Notgemeinschaft Trebel, Bund für Umwelt und Naturschutz (BUND), Bürgerinitiative Umweltschutz Lüchow-Dannenberg e.V., Climate Core and Green/EFA MEPs Group in the European Parliament, the Heinrich-Böll-Stiftung (HBS) and its offices in Berlin, Brussels, Paris, Prague, and Washington DC, KLAR! Schweiz, Annette und Wolf Römmig, and the Swiss Energy Foundation.

DESIGN ET MISE EN PAGE :

Renewable Energy Agency, Andra Kradolfer

PHOTO DE COUVERTURE :

Sean Gallup/Getty Images News

The photo shows castor containers filled with highly radioactive waste from decommissioned nuclear power plants at the Zwischenlager Nord storage facility on June 8, 2011 in Lubmin, Germany.

Retrouvez cette publication en différentes langues sur WWW.WORLDNUCLEARWASTEREPORT.ORG

POUR LA VERSION FRANÇAISE

COORDINATION DE LA TRADUCTION : Jules Hebert

TRADUCTION ET RELECTURES : Julie Hazemann, avec l'aide de Nina Schneider et Mathilde Horville

MISE EN PAGE : Céline Violet

Une version coordonnée par le bureau de Paris de la Heinrich-Böll-Stiftung : fr.boell.org

www.WorldNuclearWasteReport.org