

Les déchets radioactifs : mise en perspective



Les déchets radioactifs : mise en perspective

© OCDE 2011
AEN n° 6351

AGENCE POUR L'ÉNERGIE NUCLÉAIRE
ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

L'OCDE est un forum unique en son genre où les gouvernements de 34 démocraties œuvrent ensemble pour relever les défis économiques, sociaux et environnementaux que pose la mondialisation. L'OCDE est aussi à l'avant-garde des efforts entrepris pour comprendre les évolutions du monde actuel et les préoccupations qu'elles font naître. Elle aide les gouvernements à faire face à des situations nouvelles en examinant des thèmes tels que le gouvernement d'entreprise, l'économie de l'information et les défis posés par le vieillissement de la population. L'Organisation offre aux gouvernements un cadre leur permettant de comparer leurs expériences en matière de politiques, de chercher des réponses à des problèmes communs, d'identifier les bonnes pratiques et de travailler à la coordination des politiques nationales et internationales.

Les pays membres de l'OCDE sont : l'Allemagne, l'Australie, l'Autriche, la Belgique, le Canada, le Chili, le Danemark, l'Espagne, l'Estonie, les États-Unis, la Finlande, la France, la Grèce, la Hongrie, l'Irlande, l'Islande, l'Israël, l'Italie, le Japon, le Luxembourg, le Mexique, la Norvège, la Nouvelle-Zélande, les Pays-Bas, la Pologne, le Portugal, la République de Corée, la République slovaque, la République tchèque, le Royaume-Uni, la Slovénie, la Suède, la Suisse et la Turquie. La Commission européenne participe aux travaux de l'OCDE.

Les Éditions OCDE assurent une large diffusion aux travaux de l'Organisation. Ces derniers comprennent les résultats de l'activité de collecte de statistiques, les travaux de recherche menés sur des questions économiques, sociales et environnementales, ainsi que les conventions, les principes directeurs et les modèles développés par les pays membres.

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les interprétations exprimées ne reflètent pas nécessairement les vues de l'OCDE ou des gouvernements de ses pays membres.

L'AGENCE POUR L'ÉNERGIE NUCLÉAIRE

L'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire (AEN) a été créée le 1^{er} février 1958. Elle réunit actuellement 29 pays membres de l'OCDE : l'Allemagne, l'Australie, l'Autriche, la Belgique, le Canada, le Danemark, l'Espagne, les États-Unis, la Finlande, la France, la Grèce, la Hongrie, l'Irlande, l'Islande, l'Italie, le Japon, le Luxembourg, le Mexique, la Norvège, les Pays-Bas, la Pologne, le Portugal, la République de Corée, la République slovaque, la République tchèque, le Royaume-Uni, la Suède, la Suisse et la Turquie. La Commission européenne participe également à ses travaux.

La mission de l'AEN est :

- d'aider ses pays membres à maintenir et à approfondir, par l'intermédiaire de la coopération internationale, les bases scientifiques, technologiques et juridiques indispensables à une utilisation sûre, respectueuse de l'environnement et économique de l'énergie nucléaire à des fins pacifiques ; et
- de fournir des évaluations faisant autorité et de dégager des convergences de vues sur des questions importantes qui serviront aux gouvernements à définir leur politique nucléaire, et contribueront aux analyses plus générales des politiques réalisées par l'OCDE concernant des aspects tels que l'énergie et le développement durable.

Les domaines de compétence de l'AEN comprennent la sûreté nucléaire et le régime des autorisations, la gestion des déchets radioactifs, la radioprotection, les sciences nucléaires, les aspects économiques et technologiques du cycle du combustible, le droit et la responsabilité nucléaires et l'information du public. La Banque de données de l'AEN procure aux pays participants des services scientifiques concernant les données nucléaires et les programmes de calcul.

Pour ces activités, ainsi que pour d'autres travaux connexes, l'AEN collabore étroitement avec l'Agence internationale de l'énergie atomique à Vienne, avec laquelle un Accord de coopération est en vigueur, ainsi qu'avec d'autres organisations internationales opérant dans le domaine de l'énergie nucléaire.

Publié en anglais sous le titre :
Radioactive Waste in Perspective

Les corrigenda des publications de l'OCDE sont disponibles sur : www.oecd.org/editions/corrigenda.

© OCDE 2011

Vous êtes autorisés à copier, télécharger ou imprimer du contenu OCDE pour votre utilisation personnelle. Vous pouvez inclure des extraits des publications, des bases de données et produits multimédia de l'OCDE dans vos documents, présentations, blogs, sites Internet et matériel d'enseignement, sous réserve de faire mention de la source OCDE et du copyright. Les demandes pour usage public ou commercial ou de traduction devront être adressées à rights@oecd.org. Les demandes d'autorisation de photocopier une partie de ce contenu à des fins publiques ou commerciales peuvent être obtenues auprès du Copyright Clearance Center (CCC) info@copyright.com ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC) contact@cfcopies.com.

Photos de couverture : Stockage des déchets radioactifs à Gorleben, Allemagne (Bundesamt für Strahlenschutz, Menkhaus) et réservoir CO₂ à Schwarze Pumpe, Allemagne (photo AFP/DDP/Michael Urban).

AVANT-PROPOS

Cette étude a pour finalité de donner une vue générale de la gestion actuelle des déchets radioactifs au regard des autres déchets dangereux. Elle est destinée aux décideurs et au public intéressé.

Elle s'articule autour de deux axes qui permettent de comparer :

- les déchets radioactifs et les déchets dangereux ainsi que les stratégies de gestion qui leur sont appliquées de manière générale, et
- plus particulièrement, la gestion des déchets issus de la production d'électricité des centrales à charbon et des centrales nucléaires.

Ces axes offrent deux perspectives distinctes. La première montre que le stockage n'est pas un problème qui se pose uniquement pour les déchets radioactifs, comme on le pense souvent. La deuxième permet de comparer les déchets produits par deux des technologies sobres en carbone que l'on peut envisager pour produire de l'électricité en base dans le futur : les centrales nucléaires et les centrales à charbon associées à un procédé de captage et de stockage du carbone. Ces deux technologies présentent chacune des défis en termes de déchets, bien que très différents, et ont recours à divers degrés au stockage en formation géologique.

L'objectif de ces comparaisons est de faire ressortir les similitudes et les différences entre ces déchets et leurs modes de gestion. Sont considérés notamment les dangers inhérents aux déchets, les risques que présente leur gestion, les exigences réglementaires à respecter, les méthodes de traitement et de stockage, la communication sur le risque et l'acceptation par la société des installations et pratiques de stockage.

Cette étude a été réalisée par un groupe d'experts *ad hoc* sous la conduite du Comité de l'AEN chargé des études techniques et économiques sur le développement de l'énergie nucléaire et le cycle du combustible (NDC) avec la participation de la Direction de l'environnement de l'OCDE, de l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) et du Secrétariat du Comité de l'AEN de la gestion des déchets radioactifs (RWMC). Le RWMC a revu le rapport avant publication.

Remerciements

La liste des membres du groupe *ad hoc* d'experts désignés par les pays membres figure à l'annexe 5. Le Secrétariat de l'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire souhaite souligner l'importante contribution de chacun des membres de ce groupe, qui était co-présidé par Guy Collard (Belgique), Mariano Molina (Espagne) auteur de l'annexe 1 sur les aspects stratégiques de la gestion des déchets radioactifs et Joachim Wuttke (Allemagne), auteur de l'annexe 2 sur les aspects stratégiques de la gestion des déchets dangereux. Sten Bjurström a, pour sa part, rédigé l'annexe A3.2 consacrée à une étude de cas sur les déchets mercuriels. Torsten Eng, administrateur à la Division du développement de l'énergie nucléaire de l'AEN a assuré le secrétariat du groupe *ad hoc* et rédigé le

corps du rapport. Stan Gordelier, qui dirigeait à l'époque la Division du développement de l'énergie nucléaire, a procédé à une révision approfondie du texte à la lumière des nombreux commentaires reçus sur les versions précédentes du rapport. Les observations de Betsy Forinash de la Division de la protection radiologique et de la gestion des déchets radioactifs de l'AEN ont été très précieuses. Jan Horst Keppler et Ron Cameron de la Division du développement de l'énergie nucléaire ont établi la version définitive. L'AEN remercie également le groupe de spécialistes de la Direction de l'Environnement et de l'Agence internationale de l'énergie atomique, qui a bien voulu lui faire bénéficier de son expertise.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	3
RÉSUMÉ À L'INTENTION DES DÉCIDEURS.....	7
SYNTHÈSE	9
1. INTRODUCTION	15
1.1 Contexte.....	15
1.2 Objectifs et champ de l'étude	16
1.3 Exclusion : comparaisons numériques des risques	18
1.4 Structure du rapport	18
2. THÈME 1 – LES DÉCHETS RADIOACTIFS ET LES DÉCHETS DANGEREUX ET LEURS STRATÉGIES DE GESTION	21
2.1 Comparaison des déchets radioactifs et des déchets dangereux et de leurs stratégies de gestion	21
3. THÈME 2 – GESTION DES DÉCHETS DE LA PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ DANS DES CENTRALES À CHARBON ET DES CENTRALES NUCLÉAIRES	43
3.1 Similitudes et différences entre les déchets	44
3.2 Changement climatique	46
4. RISQUE, PERCEPTION DU RISQUE ET ATTITUDES DU PUBLIC.....	51
4.1 Risque et perception du risque.....	52
4.2 Attitudes du public vis-à-vis de la gestion des déchets radioactifs.....	54
5. CONCLUSION ET ENSEIGNEMENTS.....	57
5.1 Thème 1 – Similitudes et différences dans la gestion des déchets radioactifs et des déchets dangereux	57
5.2 Thème 2 – Similitudes et différences entre la gestion des déchets des centrales à charbon et nucléaires.....	60
5.3 Enseignements	63
ANNEXES	
1. Aspects stratégiques de la gestion des déchets radioactifs.....	65
2. Aspects stratégiques de la gestion des déchets dangereux.....	105
3. Études de cas : gestion des cendres de charbon, du mercure et du CO ₂	147
4. Risque et perception du risque	191

5.	Liste des participants.....	213
6.	Acronymes	215

Figures

2.1	Hiérarchie usuelle de la gestion des déchets	27
4.1	Changement d'attitude des Européens vis-à-vis de l'énergie nucléaire si l'on parvenait à résoudre le problème des déchets radioactifs	55

Tableaux

2.1	Comparaison des déchets radioactifs et des déchets dangereux et de leurs modes de gestion	32
4.1	Exemples de facteurs intervenant dans la perception et l'acceptation du risque	52

RÉSUMÉ À L'INTENTION DES DÉCIDEURS

Dans les pays de l'OCDE, la gestion des déchets radioactifs et des déchets dangereux (le terme est employé dans ce rapport pour désigner tous les déchets non radioactifs potentiellement dangereux) est fortement réglementée et sûre. Les principes qui régissent la gestion de ces deux types de déchets sont presque identiques.

Le stockage sûr des déchets radioactifs n'est pas le problème insurmontable que perçoivent les médias, une bonne partie du public et bon nombre d'hommes politiques :

- On produit des déchets radioactifs en quantités nettement inférieures aux déchets dangereux.
- De nombreux pays stockent d'ores et déjà des déchets de faible et moyenne activité à vie courte. En volume, les trois quarts de tous les déchets radioactifs produits depuis l'origine de l'industrie nucléaire ont déjà été expédiés dans des centres de stockage.
- Alors que la décroissance très lente de certains isotopes contenus dans les déchets radioactifs est un motif de préoccupation parce que ces déchets restent de ce fait potentiellement dangereux très longtemps, certains déchets dangereux (par exemple, le mercure et l'arsenic) le restent indéfiniment.

Les déchets radioactifs sont produits par l'industrie nucléaire, par d'autres industries et aussi par les applications médicales de la radioactivité. Il est indispensable de pouvoir stocker dans des conditions sûres toutes ces catégories de déchets, que l'on décide ou non de continuer à construire des centrales nucléaires.

Les spécialistes du monde entier sont d'accord pour dire que la construction dans les règles d'un stockage en formation géologique constitue un mode de gestion parfaitement adapté aux déchets de haute activité et au combustible usé. Or, s'il existe dans de nombreux pays des stockages de déchets de faible et moyenne activité à vie courte, aucun n'a encore été construit pour les déchets de haute activité et le combustible usé.

Les sondages d'opinion révèlent sans conteste que la question des déchets radioactifs joue un rôle important dans l'opinion souvent négative que le public se fait de l'énergie nucléaire. Ni les pouvoirs publics ni l'industrie nucléaire ne sont parvenus à présenter les risques et les mérites de l'énergie nucléaire et du stockage des déchets de façon à convaincre le public d'accepter des installations de stockage.

Bien que les déchets dangereux soient produits en quantités nettement supérieures aux déchets radioactifs et, de plus, par des sources beaucoup plus nombreuses, les moyens de les gérer et de les stocker dans des conditions sûres n'ont pas attiré l'attention du public et des hommes politiques de la même manière.

Les gestionnaires de déchets dangereux ont rencontré moins de difficultés pour mettre en place des systèmes de stockage définitif que les gestionnaires de déchets radioactifs. De fait, les gestionnaires de déchets dangereux sont récemment parvenus à la conclusion que le stockage en

formation géologique de certains déchets indéfiniment dangereux est la solution appropriée, suivant en cela la démarche que les spécialistes de déchets radioactifs cherchent à mettre en place depuis de nombreuses années. Certains pays ont réalisé avec succès des stockages dans des formations géologiques pour des déchets à vie longue particulièrement dangereux, ce qui n'a pas encore été possible dans le cas des déchets radioactifs.

Le fait que les déchets dangereux sont produits en quantités nettement supérieures par des sources beaucoup plus nombreuses et diverses a fortement incité à trouver des solutions pour les stocker. Inversement, les déchets radioactifs étant produits en plus petites quantités par un nombre très réduit de producteurs, leur entreposage s'est révélé sûr et économiquement viable. L'incitation à prendre des mesures pour organiser un stockage définitif n'était donc pas aussi forte, et l'on a pu différer l'adoption de décisions susceptibles de contestation.

Le souci d'abaisser les émissions de CO₂ et de parer le dérèglement climatique devrait entraîner une croissance de la production électronucléaire et un développement des techniques de captage et de stockage du carbone (CSC) appliquées aux centrales à charbon et à gaz. La technique du captage et du stockage du carbone est encore à l'étude et n'a pas atteint le stade de l'exploitation industrielle, mais est jugée très prometteuse. Tant l'énergie nucléaire que les centrales thermiques équipées de ces systèmes de captage et de stockage du carbone devront stocker en profondeur leurs flux de déchets importants. Toutefois, le CO₂ n'est pas considéré comme un déchet dangereux. Dans le cas des déchets radioactifs, le confinement est assuré par la matrice de déchets solidifiés, mais aussi par des barrières ouvragées et géologiques. Avec les techniques de captage et de stockage du carbone, les déchets sont stockés sous la forme d'un fluide supercritique, et le confinement repose sur des barrières géologiques.

Le fait que ces deux technologies font appel au stockage en formation géologique offre à la fois un parallèle intéressant et un contraste, notamment si l'on considère les différences importantes qui existent en termes de quantités et de barrières ouvragées. Toutefois, une défaillance du stockage n'aurait pas du tout les mêmes conséquences avec l'une ou l'autre technologie. Puisque les déchets radioactifs sont solidifiés, un rejet catastrophique majeur serait pratiquement impossible, et c'est pourquoi l'on redoute plutôt les conséquences sanitaires de rejets très lents par les eaux souterraines. Par contre, un rejet catastrophique de CO₂, bien qu'improbable, serait possible en cas de défaillance du transport par gazoduc ou de l'obturateur du puits d'injection. Cet accident pourrait faire des victimes dans les collectivités locales. Toutefois, un rejet lent à long terme paraît plus probable et aurait des conséquences négligeables sur la santé en dehors du fait qu'il contribuerait au réchauffement climatique.

SYNTHÈSE

Chaque année, la planète produit de 8 000 à 10 000 Mt de déchets (si l'on exclut les morts-terrains et les résidus d'extraction des minerais qui ne sont pas en général comptés comme déchets), dont 400 Mt sont des déchets dangereux et environ 4 Mt des déchets radioactifs produits principalement dans les centrales nucléaires et les usines du cycle du combustible du monde entier.

L'objectif de cette étude de l'AEN est de replacer en perspective la gestion des déchets radioactifs, premièrement en comparant les caractéristiques des déchets radioactifs et dangereux ainsi que les politiques et stratégies adoptées pour leur gestion, puis, dans un second temps, en étudiant les déchets produits par les principales options envisageables pour produire de l'électricité décarbonée. L'étude s'articule par conséquent autour de deux thèmes choisis de façon à présenter aux décideurs un panorama des similitudes et des différences entre :

- les déchets radioactifs et les déchets dangereux et les stratégies adoptées pour leur gestion ;
- la gestion des déchets de la production d'électricité dans des centrales à charbon et dans des centrales nucléaires.

La plus grande prudence s'impose lorsque l'on procède à des comparaisons directes entre la gestion des déchets radioactifs et celle des déchets dangereux car ces deux types de déchets présentent des dangers très dissemblables qui exigent de recourir à des techniques de traitement différentes pour garantir la sûreté. Toutefois, ces déchets présentent une similitude fondamentale et essentielle : mal gérés ils peuvent causer des dommages à l'environnement et à la santé humaine.

De la même manière, il existe de profondes différences entre les déchets produits par les divers moyens de production d'électricité, et, là encore, la comparaison exige une grande circonspection.

Thème 1 – Les déchets radioactifs et dangereux et leurs stratégies de gestion

Les déchets dangereux produits dans le monde sont de près de trois ordres de grandeur plus volumineux que les déchets radioactifs de l'industrie électronucléaire. La quasi-totalité des industries et des ménages produisent des déchets dangereux, tandis que la plupart des déchets radioactifs proviennent d'un petit nombre de sources, au premier rang desquelles la production d'électricité¹. Aux États-Unis, par exemple, les gros producteurs de déchets dangereux sont environ 100 fois plus nombreux que les producteurs de déchets radioactifs.

1. Les activités militaires produisent également des quantités très importantes de déchets radioactifs, de même que les études et recherches, les applications médicales et diverses autres industries non nucléaires. Ce rapport concerne essentiellement les utilisations civiles de la technologie nucléaire pour la production d'électricité. Certains flux de déchets sont à la fois radioactifs et toxiques (déchets qualifiés de mixtes) et cumulent les difficultés propres à ces deux types. Il convient également de noter que certains flux de déchets radioactifs contiennent du plomb et que le plomb stable est le produit ultime de la décroissance radioactive naturelle de certains radionucléides. Le plomb est en soit une matière dangereuse dans les déchets.

Les déchets radioactifs, et tout particulièrement ceux qui sont produits par les centrales nucléaires, présentent en outre des caractéristiques constantes bien connues, ce qui constitue un avantage considérable pour prévoir leur comportement dans un stockage. Il existe des différences fondamentales entre les caractéristiques, et donc les stratégies de gestion des déchets radioactifs et des déchets dangereux. Les déchets dangereux peuvent l'être à plusieurs titres, ils peuvent être inflammables, oxydants, corrosifs, réactifs, explosifs, toxiques (y compris cancérigènes) ou écotoxiques. Les déchets radioactifs, globalement, tiennent leur dangerosité de la seule radioactivité qui peut provoquer des dommages graves aux tissus ou tuer si les doses sont fortes et provoquer des cancers à long terme si les doses sont faibles. La radioactivité décroissant avec le temps de façon prévisible (même si cette décroissance s'étend sur des échelles de temps très longues pour certains isotopes), le danger ne cesse de s'amenuiser. Or s'il est possible de traiter avant de les stocker une forte proportion de déchets dangereux de sorte qu'ils soient pratiquement inoffensifs, les dangers propres à certains d'entre eux demeurent indéfiniment. De ce point de vue, on peut établir un parallèle entre les déchets les plus difficiles des deux catégories ; la longévité n'est pas l'apanage de la radioactivité.

Les coûts unitaires de la gestion des déchets dangereux sont nettement inférieurs à ceux de la gestion des déchets radioactifs. La gestion des déchets dangereux s'effectue dans des conditions commerciales, avec paiement immédiat des services rendus. Pour les déchets radioactifs, une partie des recettes de la production d'électricité est provisionnée afin de payer leur stockage futur dans des installations qui n'existent pas forcément encore. Dans la plupart des cas, le marché incite à la mise en œuvre précoce d'installations de déchets dangereux, ce qui n'est pas le cas pour les déchets radioactifs.

Le délai nécessaire à la création d'installations de gestion des déchets dangereux est en général beaucoup plus court que pour la gestion des déchets radioactifs. Il paraît plus facile d'obtenir une adhésion sociale et politique au stockage des déchets dangereux qu'au stockage géologique des déchets radioactifs. La perception différente par le public des risques que présentent les installations de stockage de ces deux types de déchets pourrait expliquer cette attitude.

Thème 2 – Gestion des déchets de la production d'électricité dans des centrales à charbon et des centrales nucléaires

En 2007, les centrales à charbon assuraient environ 40 % de la production d'électricité mondiale et les centrales nucléaires, 14 %. À l'échelle de la planète, les centrales à charbon produisent environ 11 000 Mt/an (1 700 kt/TWh) de déchets (dont 10 500 Mt/an de CO₂, soit 1 600 kt/TWh) auxquels il faut ajouter 20 000 Mt/an (3 000 kt/TWh) de déchets miniers et 10 000 Mt/an de CO₂. La production nucléaire, si l'on tient compte des déchets des installations qui seront un jour démantelées, génère moins de 0,5 Mt/an de déchets (moins de 0,2 kt/TWh) et 45 Mt/an (moins de 8 kt/TWh) de résidus d'extraction et de traitement de l'uranium. La plupart des déchets de la production électrique dans des centrales au charbon sont rejetés directement dans l'environnement, ce qui n'est pas le cas pour les centrales nucléaires. Or, les effets sur le changement climatique des émissions de CO₂ liées à la production d'électricité dans des centrales thermiques classiques sont devenus une préoccupation planétaire. De plus, les polluants atmosphériques qui résultent de la combustion du charbon dans des centrales sont un mélange de substances potentiellement dangereuses pour la santé et l'environnement.

Dans la grande majorité des pays, les déchets solides de la production thermique dans des centrales à charbon peuvent être tous mis en décharge. Une proportion considérable des déchets nucléaires solides (de très faible activité, TFA) pourraient aussi être stockés dans de simples décharges. À peu près 2 % seulement des déchets nucléaires sont des déchets de haute activité ou du

combustible usé où est concentrée la majeure partie de la radioactivité et pour lesquels on ne dispose actuellement d'aucune installation de stockage².

Des techniques de captage et de stockage du carbone (CSC) sont actuellement mises au point pour extraire le dioxyde de carbone des fumées produites par d'importants centres où l'on brûle des combustibles fossiles et ainsi éviter de le disperser dans l'atmosphère. Tant les centrales à charbon avec captage et stockage du carbone que les centrales nucléaires procèdent au stockage géologique de leurs déchets. Après captage du carbone, les déchets seraient stockés sous forme de fluide supercritique³ contenu uniquement par des barrières naturelles, tandis que les déchets nucléaires seraient stockés sous forme solidifiée et enrobée, et contenus par des barrières tant ouvragées que naturelles.

Le CO₂ n'est pas considéré comme un déchet dangereux. Pourtant, un rejet important et rapide (lors de la défaillance de l'obturateur d'un puits ou de la rupture d'un gazoduc, par exemple) pourrait présenter un danger majeur, et faire des victimes. En dehors de ces rejets accidentels potentiels, le principal problème concerne la rétention du CO₂ sur le long terme si la technologie doit efficacement permettre de combattre le changement climatique. Depuis près de 40 ans, on injecte du CO₂ dans les réservoirs de pétrole pour récupérer davantage de ce pétrole, sans enregistrer de pertes détectables de ce gaz. Toutefois, la précision des mesures n'est pas suffisante pour que l'on puisse être sûr de la rétention du CO₂ à long terme. Si du CO₂ devait s'échapper à long terme, l'impact sur le changement climatique serait simplement reporté et non annulé. Pour les investisseurs, il s'agira principalement de savoir combien de temps ils auront la responsabilité d'assurer une surveillance et, le cas échéant, une mitigation des impacts d'une fuite.

Avec le temps, le stockage du CO₂ dans des formations géologiques pourrait rencontrer davantage d'opposition. Des ONG telles que les Amis de la Terre International et *Greenpeace International* n'admettent, comme moyens de lutter contre le changement climatique, ni les techniques de captage et de stockage du carbone ni l'énergie nucléaire. Il est possible que cette technique rencontre dans le futur les mêmes difficultés d'acceptation par le public qui ont ralenti les progrès en matière de stockage des déchets radioactifs.

Enseignements

Les pays membres de l'OCDE gèrent en général de manière satisfaisante tant les déchets dangereux que les déchets radioactifs bien que le public estime généralement que ce sont des activités à haut risque. Toutefois, il existe de multiples exemples de stockage dans des conditions sûres des déchets dangereux (déchets toxiques et déchets biologiques dangereux). On compte un grand nombre de décharges de déchets dangereux sur la planète, mais très peu de stockages de surface ou de subsurface pour les déchets de faible et moyenne activité dans les pays qui disposent de moyens de stockage de déchets radioactifs. Ce petit nombre de stockages de déchets radioactifs est en partie dû au fait que les volumes de déchets à stocker sont nettement inférieurs. À l'heure actuelle, aucune installation de stockage n'a été mise en service pour les déchets de haute activité (DHA) ou le combustible

-
2. Certains déchets de moyenne activité à vie longue devront également être stockés dans des formations géologiques, mais les déchets de haute activité et le combustible usé contiennent une proportion considérable (~97 %) de la radioactivité et constituent de ce fait le flux de déchets qui prête le plus à controverse.
 3. On appelle « fluide supercritique » toute substance dont la température et la pression sont supérieures aux valeurs critiques. Ces fluides possèdent les propriétés des gaz et des liquides ; ils peuvent diffuser à travers des solides, comme le font les gaz, et dissoudre des matériaux, à l'instar des liquides.

usé qui existent en quantités très faibles mais contiennent une proportion très élevée (environ 97 %) de la radioactivité produite au cours du cycle du combustible nucléaire. C'est, par conséquent, le flux de déchets qui attire le plus l'attention et est jugé le plus problématique. Les déchets de moyenne activité à vie longue posent également des problèmes de stockage qu'il va falloir résoudre puisqu'une bonne partie d'entre eux pourraient également nécessiter un stockage géologique profond.

Vu le nombre d'installations de stockage de déchets dangereux dans le monde et, au contraire, la rareté des stockages de déchets radioactifs, il y a tout lieu de penser que les incitations, économiques et autres, en faveur de la mise en œuvre de stratégies de gestion sont plus fortes dans le cas des déchets dangereux que dans celui des déchets radioactifs et qu'elles ont permis de surmonter les obstacles.

La société a produit des quantités si importantes de déchets dangereux qu'il a fallu prendre sans tarder la décision de construire des installations pour les gérer si l'on ne voulait pas asphyxier l'industrie. Il y avait un impératif économique, et donc politique, national clair qui a imposé la mise en place de modes de gestion des déchets dangereux et, parmi eux, le stockage. Les volumes de déchets radioactifs sont, au contraire, relativement faibles, et l'industrie nucléaire est parvenue à les gérer dans des conditions sûres et économiques dans des entreposages de surface. L'inaction n'a donc pas été perçue comme présentant une menace pour les capacités industrielles nationales et les impératifs évoqués ci-dessus n'ont pas joué.

La production de déchets dangereux étant importante, il existe des marchés pour leur traitement et leur stockage. Il n'en va pas de même aujourd'hui des déchets radioactifs de sorte que les producteurs traitent en général leurs déchets eux-mêmes et, souvent, les entreposent sur leurs propres sites avant de les stocker sans autre traitement.

Bien que cette technique vienne à peine de voir le jour, des facteurs économiques semblent jouer en faveur de la création d'installations de captage et de stockage du carbone des centrales à charbon. Il existe une méthodologie pour évaluer les effets de ces techniques sur les émissions de gaz à effet de serre, qui permet aux pays de rendre compte des réductions des émissions ainsi obtenues et, ultérieurement, de les intégrer à des systèmes d'échanges de droits d'émissions.

L'un des facteurs qui, semble-t-il, facilite l'adoption sans tarder des décisions indispensables dans le cas des déchets dangereux tient au fait que le public leur attribue un niveau de risque moindre qu'aux déchets radioactifs. Une raison majeure de cette différence pourrait être la moindre familiarité des déchets radioactifs. De nombreux appareils ménagers courants tels que des composants de réfrigérateurs, des tubes fluorescents et des batteries sont en général classés parmi les déchets dangereux lorsqu'ils sont stockés. De plus, des produits chimiques potentiellement toxiques tels que les protections du bois et les pesticides sont d'un usage courant. Le citoyen moyen est, de ce fait, habitué à vivre avec une diversité de substances dangereuses qui produisent ou peuvent devenir des déchets dangereux. Il peut, en outre, établir une corrélation directe avec son mode de vie et son confort. Ce n'est généralement pas le cas des déchets radioactifs qui sont produits et gérés par un groupe restreint de personnes sur des sites relativement rares. Bien que le public soit conscient de consommer de l'électricité, la source de production de cette électricité est loin de son univers quotidien. Le contexte et l'évolution des mentalités sur la participation à la décision sont des facteurs qui comptent également ; un nouveau stockage de déchets dangereux rencontrera aujourd'hui probablement davantage d'opposition que jadis.

Par ailleurs, le public sait bien que la gestion de grands volumes de déchets dangereux est une retombée d'activités économiques indispensables à la survie des sociétés industrielles modernes. Bon nombre de ses membres travaillent dans des usines ou des industries à l'origine de ces déchets. En

général, comme le public souhaite conserver le niveau de vie que la société industrielle lui assure, il est disposé à accepter les risques que ces déchets dangereux comportent.

Au contraire, pour bien des gens, l'énergie nucléaire est une technologie complexe qu'ils ont du mal à comprendre et qu'ils ne jugent pas nécessaire à la préservation de leur niveau de vie (il existe d'autres modes de production d'électricité). Un sondage Eurobaromètre de 2005 montre que le stockage des déchets radioactifs est jugé par bon nombre d'Européens comme une raison majeure de contester l'énergie nucléaire. Une majorité de citoyens de 16 des 25 pays qui constituaient à l'époque l'Union européenne ont déclaré qu'ils seraient favorables à l'énergie nucléaire si l'on parvenait à résoudre le problème des déchets. Inversement, on ne comptait que 8 pays où une majorité de citoyens continueraient d'être favorable à l'énergie nucléaire même si le problème des déchets restait non résolu. En outre, 92 % des Européens étaient d'avis qu'il fallait trouver aujourd'hui une solution pour gérer les déchets de haute activité plutôt que laisser cette tâche aux générations futures et 79 % interprétaient comme un signe qu'il n'existe pas de méthode sûre de stockage des déchets de haute activité le fait que la plupart des pays tardent à prendre des décisions dans ce sens.

Ces statistiques révèlent sans ambiguïté l'importance de la perception des risques associés à la gestion des déchets radioactifs mais aussi son impact tant sur les progrès de la mise en œuvre des stockages de déchets de haute activité et du combustible usé que sur l'acceptabilité de la poursuite, voire du développement, de la production électronucléaire. On peut donc penser que l'énergie nucléaire gagnera des partisans lorsque l'on aura construit des stockages pour les déchets de haute activité et le combustible usé.

Chapitre 1

INTRODUCTION

Le stockage des déchets radioactifs et, en particulier, l'incapacité de la communauté nucléaire de créer un stockage pour les déchets de haute activité et le combustible usé, comptent parmi les facteurs déterminant pour l'acceptabilité publique et politique de cette technologie. Dans bien des milieux, la gestion et le stockage en toute sécurité des déchets radioactifs sont considérés comme présentant des difficultés exceptionnelles. L'objectif de cette étude est de replacer les déchets radioactifs dans le contexte du stockage des déchets dangereux classiques qu'une société industrielle moderne produit et, de cette manière, de dresser un tableau plus équilibré des problèmes qui se posent. Dans un deuxième temps, l'étude analyse les déchets de la production d'électricité dans des centrales à charbon équipées de systèmes de captage et de stockage du carbone, qui sera probablement l'option majeure à l'avenir pour produire de l'électricité décarbonée.

Si les déchets radioactifs civils (non militaires) proviennent essentiellement de la production électronucléaire, il en existe de multiples autres sources qui résultent de l'usage de la radioactivité en médecine, dans l'industrie et dans l'agriculture. Par conséquent qu'un pays choisisse ou non d'adopter ou de poursuivre la production électronucléaire, il est déjà en possession de déchets radioactifs qu'il lui faut gérer de manière satisfaisante et, finalement, stocker. Cette perspective devrait aider à replacer cet impératif dans son contexte.

Assurément les déchets radioactifs, comme les déchets chimiques toxiques, sont dangereux. Toutefois, dans le présent document le terme *dangereux* sera réservé aux déchets qui sont chimiquement toxiques ou cancérogènes mais non radioactifs. Le terme *radioactif* sera, lui, employé pour décrire les déchets qui sont dangereux essentiellement parce qu'ils émettent des rayonnements ionisants. Certains déchets radioactifs contiennent également des substances chimiques toxiques (ce qui en fait, dans certains pays, des *déchets mixtes*), une complication supplémentaire que nous avons choisi de ne pas traiter directement dans cette étude, l'accent étant mis plutôt sur le stockage, une étape à laquelle les déchets radioactifs seront conditionnés sous forme solide.

1.1 Contexte

La planète produit 8 000 à 10 000 Mt/an de déchets (si l'on exclut les morts-terrains résultant de l'extraction minière) dont environ 400 Mt/an sont des déchets dangereux et 0,4 Mt/an sont des déchets radioactifs des centrales nucléaires et de leurs installations du cycle du combustible (à l'exclusion des résidus d'extraction et de traitement de l'uranium). La protection de la santé humaine et de l'environnement et la prise en compte des générations futures sont des principes majeurs de la gestion tant des déchets radioactifs que des déchets dangereux. Dans les pays de l'OCDE, ces deux types de déchets sont, sans conteste, généralement bien gérés.

Il n'en reste pas moins que le stockage ces deux types de déchets suscite la polémique dans le monde entier (voir annexes). Les pays dotés de stockages de déchets radioactifs ne possèdent que

quelques installations de surface ou de subsurface, alors qu'il existe un grand nombre de décharges de déchets dangereux de par le monde. À l'heure actuelle il n'existe aucun stockage géologique de déchets de haute activité et de combustible usé en service dans le monde¹.

L'adhésion du public prend une place croissante dans la procédure qui conduit à choisir le site d'une installation de stockage des déchets. Or, elle dépend pour beaucoup de la perception des risques qui est devenue, par conséquent, une donnée importante pour les décideurs. Le fait qu'une société accepte un risque tient à sa perception des risques et avantages qui ne repose qu'en partie sur une évaluation scientifique. Le public juge en général que la gestion des déchets radioactifs mais aussi celle de certains déchets dangereux sont des activités à haut risque car il est conscient que ces matériaux présentent des dangers intrinsèques importants et exigent d'être manipulés avec précaution si l'on veut éviter des dommages corporels.

La plus grande prudence s'impose lorsque l'on procède à des comparaisons directes entre la gestion des déchets radioactifs et celle des déchets dangereux car ces deux types de déchets présentent des dangers très dissemblables qui exigent de recourir à des techniques de traitement différentes pour en garantir la sûreté. Toutefois, ces déchets présentent des similitudes fondamentales et essentielles : mal gérés ils peuvent provoquer des dommages pour l'environnement et la santé humaine ; quant aux déchets mis en stockage, la préoccupation majeure est le transfert à la biosphère des matières dangereuses par lixiviation.

Toutefois, il y a de nombreux exemples de déchets dangereux (déchets toxiques et déchets biologiques dangereux) qui sont traités et stockés en toute sécurité. Cela prouve, du moins en principe, qu'il est possible de stocker des substances par essence dangereuses dans des installations bien conçues et que les populations en approuveront la construction. L'industrie nucléaire a su, par le passé, tirer parti de l'expérience et des enseignements des autres industries, notamment pour abaisser les coûts en capital des centrales. On peut espérer que l'expérience de la gestion des déchets dangereux sera également transposable aux déchets radioactifs même si les deux types de déchets sont très différents.

1.2 Objectifs et champ de l'étude

Dans ces conditions, l'étude a pour objectif de placer en perspective la gestion actuelle des déchets radioactifs. Elle s'adresse principalement aux décideurs.

L'étude s'articule autour de deux thèmes permettant d'effectuer des comparaisons entre :

- les déchets radioactifs et les déchets dangereux et leurs stratégies de gestion.
- les déchets de la production d'électricité dans les centrales à charbon et les centrales nucléaires, deux technologies qui devraient être des composantes majeures du parc énergétique mondial dans un avenir prévisible et qui, avec l'avènement du captage et du stockage du carbone auront des besoins analogues de stockage en formation géologique profonde.

1. Malgré cela, comme les déchets radioactifs représentent de faibles volumes, près des trois quarts des déchets radioactifs de toutes origines produits à ce jour ont été expédiés sur des sites de stockage.

1.2.1 Thème 1 – Les déchets radioactifs et dangereux et leurs stratégies de gestion

La comparaison des déchets radioactifs et dangereux et de leurs stratégies de gestion est destinée à offrir aux décideurs un panorama complet des similitudes et différences entre ces types de déchets dans les domaines qui suivent :

- types de déchets : définitions, quantités et origines ;
- risques et dangers ;
- éthique et principes de gestion ;
- législation et organisation ;
- modes de gestion des déchets avant leur stockage ;
- solutions de gestion et de stockage ;
- procédures d'autorisation et d'évaluation de la sûreté préalables au stockage ;
- coûts et financements.

Le champ de ce thème comprend :

- tout l'éventail de déchets solides dangereux produits par la société industrielle moderne ;
- les déchets radioactifs solides de sources civiles, c'est-à-dire principalement la production électronucléaire² ;
- la gestion des déchets mercuriels, dont l'évolution sera présentée pour illustrer un flux de déchets dangereux particulier.

Ne sont pas inclus ici les effluents gazeux et liquides ni les déchets résultant des usages militaires de l'énergie nucléaire.

1.2.2 Thème 2 – Gestion des déchets de la production d'électricité dans des centrales à charbon et des centrales nucléaires

Il s'agit ici d'offrir aux décideurs un panorama complet des similitudes et des différences entre la gestion des déchets produits dans des centrales nucléaires et dans des centrales à charbon et d'examiner notamment les aspects suivants :

- quantités de déchets ;
- propriétés et stockage des déchets ;
- recyclage des déchets pour les valoriser ;
- impact sur le changement climatique ;

2. Le présent rapport traite de tous les types de déchets radioactifs produits par le cycle du combustible nucléaire civil et plus particulièrement le stockage des déchets de haute activité et du combustible usé qui contiennent une proportion majeure de la radioactivité et suscitent la plus forte contestation. Les déchets de l'extraction et du traitement des minerais d'uranium sont considérés en termes de quantités générées. Les déchets radioactifs des activités militaires sont mentionnés dans un souci d'exhaustivité mais ne sont pas étudiés. Les substances naturellement radioactives qui peuvent être produites en quantités importantes par des industries non nucléaires ne sont pas considérées non plus.

- aspects économiques ;
- développement technologique ;
- sûreté ;
- réglementation ;
- démarche participative.

De nombreux pays placent l'énergie nucléaire et les centrales à charbon avec captage et stockage du carbone parmi les technologies qui permettent d'atténuer l'impact du changement climatique. La comparaison entre les déchets produits dans des centrales à charbon et des centrales nucléaires ne signifie donc pas que les deux technologies sont nécessairement en concurrence ou s'excluent mutuellement. Il est probable que les deux seront nécessaires en grande quantité pour réduire les émissions de gaz à effet de serre de façon adéquate. Il est à noter que, dans les deux cas, la réussite dépend de la mise en œuvre de stockages géologiques pour accueillir les déchets produits.

1.3 Exclusion : comparaisons numériques des risques

Dans les pays de l'OCDE, on a vu converger ces 20 dernières années les démarches employées pour gérer les déchets radioactifs et les déchets dangereux si bien que l'industrie des déchets dangereux utilise aujourd'hui des pratiques qui avaient été mises au point pour les déchets radioactifs. Toutefois, aucune comparaison numérique approfondie des risques liés à ces deux types de déchets n'a été effectuée, surtout parce la nature des dangers qu'ils présentent est différente.

Les installations de stockage de déchets radioactifs et dangereux sont soumises à des obligations strictes quant aux normes de construction de leurs barrières ouvragées et, selon le type de l'installation, quant à la géologie environnante. Dans les deux cas, des critères d'acceptation sévères sont imposés aux déchets stockés. Pour les déchets radioactifs, l'évaluation de sûreté est normalement étendue à l'analyse probabiliste du risque encouru par le groupe le plus exposé à un moment variable dans le futur dans l'hypothèse où les barrières ouvragées ne contiendraient pas parfaitement les déchets indéfiniment. De telles analyses sont possibles en raison de la relative homogénéité des types de déchets stockés et de l'adoption du postulat de relation linéaire entre dose de radioactivité et risque. Pour les déchets dangereux la situation est plus complexe en ce qui concerne les types de déchets stockés et la relation exposition/risque ce qui conduit à se fier à la construction, aux normes d'acceptation et de traitement et à la géologie, et on n'effectue généralement pas d'analyse probabiliste de risque. À ce jour, peu de recherches ont été menées au plan international dans ce domaine et donc le champ de la présente étude ne couvre pas une évaluation détaillée à ce sujet.

1.4 Structure du rapport

Le rapport comprend cinq chapitres et six annexes.

Le chapitre 1, introductif, décrit le contexte dans lequel a été établi le rapport, ses objectifs et sa portée.

Le chapitre 2 compare la gestion des déchets radioactifs et des déchets dangereux en suivant les subdivisions établies à la section 1.2.1. Les similitudes et différences entre les déchets radioactifs et les déchets dangereux sont récapitulées dans le tableau 2.1. Le chapitre se clôt sur une étude de cas

relative à la gestion du mercure, un exemple de déchet fortement toxique, suivie d'un examen des possibilités et des défis particuliers aux déchets radioactifs et aux déchets dangereux.

Le chapitre 3 analyse les similitudes et différences entre la gestion des déchets des centrales nucléaires et des déchets des centrales à charbon en comparant les différents aspects énoncés à la section 1.2.2.

Le chapitre 4 résume les différences entre les perceptions du risque qu'ont les spécialistes et le public et décrit l'attitude du public à l'égard de la gestion des déchets radioactifs.

Le chapitre 5 présente les conclusions relatives aux deux principaux thèmes analysés ainsi que les enseignements qui peuvent être tirés de l'étude.

Les annexes 1 et 2 détaillent les aspects stratégiques de la gestion des déchets radioactifs et des déchets dangereux, décrivant ainsi la façon dont sont aujourd'hui gérés ces deux types de déchets. Bien qu'ayant la même structure générale, ces deux annexes varient par leur contenu. L'annexe 1 présente le point de vue international sur la gestion des déchets radioactifs avec, en complément, quelques exemples nationaux. Les déchets dangereux sont décrits à l'annexe 2 principalement à l'aide d'exemples représentatifs de stratégies adoptées en Allemagne et aux États-Unis.

L'annexe 3 est réservée à des études de cas qui illustrent la façon dont sont gérés les cendres de charbon et le dioxyde de carbone (les principaux déchets de la production d'électricité dans les centrales à charbon). Les techniques de captage et de stockage du carbone y sont également présentées. Le lecteur y trouvera une description détaillée de l'étude de cas sur le mercure, un déchet chimique très toxique.

L'annexe 4 est consacrée au risque et à la perception du risque ainsi qu'à l'attitude du public à l'égard de la gestion des déchets radioactifs. Tous ces sujets sont d'une importance primordiale si l'on veut comprendre comment la société perçoit et gère ses déchets.

Ces quatre annexes contiennent des références complètes auxquelles est renvoyé le lecteur qui souhaite un complément d'information. Pour faciliter la lecture du rapport, ces références n'ont pas été reproduites dans les chapitres 1 à 5.

L'annexe 5 contient la liste de ceux qui ont participé à l'étude en Allemagne, en Belgique, en Espagne, aux États-Unis, en Fédération de Russie, en Hongrie, en Italie, au Japon, en République de Corée, en République tchèque, en Suède et en Suisse auxquels il faut ajouter un représentant de l'AIEA et un spécialiste des déchets dangereux de la Direction de l'environnement de l'OCDE. Le lecteur trouvera à l'annexe 6 une liste des acronymes employés dans l'étude.

Chapitre 2

THÈME 1 – LES DÉCHETS RADIOACTIFS ET LES DÉCHETS DANGEREUX ET LEURS STRATÉGIES DE GESTION

Le lecteur trouvera dans les annexes 1 et 2 une description détaillée des déchets radioactifs et des déchets dangereux et de leurs stratégies de gestion. Le présent chapitre résume les sujets qui y sont traités et établit des comparaisons entre les stratégies de gestion employées pour ces deux types de déchets.

2.1 Comparaison des déchets radioactifs et des déchets dangereux et de leurs stratégies de gestion

La présente section est consacrée au premier thème de l'étude de l'AEN, la comparaison des déchets radioactifs et dangereux et de leurs stratégies de gestion et récapitule quelques similitudes et différences entre ces deux types de déchets pour ce qui concerne les sujets énumérés à la section 1.2.1. Cette section se clôt sur une description des possibilités et enjeux de la gestion future de ces deux types de déchets.

La plus grande prudence s'impose lorsque l'on procède à des comparaisons directes entre la gestion des déchets radioactifs et celle des déchets dangereux car ces deux types de déchets présentent des dangers très dissemblables qui exigent de recourir à des techniques de traitement différentes pour garantir la sûreté. Toutefois, ils présentent une similitude fondamentale et essentielle. Ces deux types de déchets peuvent, s'ils ne sont pas gérés de manière satisfaisante, être préjudiciables à l'environnement et à la santé humaine.

2.1.1 Définitions des types de déchets

Avant de passer aux similitudes et aux différences, il serait bon de préciser ce que l'on entend par « déchets radioactifs » et « dangereux ». Plus de détails sont donnés en annexe, aux sections A1.1 et A2.1.1.

Déchets radioactifs

L'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) donne des déchets radioactifs la définition suivante : « matières contenant des radionucléides ou contaminées par des radionucléides dont la concentration ou l'activité sont supérieures aux niveaux d'exemption fixés par l'organisme de réglementation, et pour lesquelles on ne prévoit pas d'utilisation ».

On peut classer les déchets radioactifs de différentes manières. Le système adopté par l'AIEA¹ retient comme critères le type de rayonnement émis, l'activité des déchets et leur période², ce qui donne un mode de classification facile à comprendre fondé sur les grandes catégories qui suivent :

- Les déchets exemptés qui sont dispensés de contrôle réglementaire car les risques radiologiques qui leur sont associés sont négligeables.
- Les déchets de faible et moyenne activité (DFMA) dont les niveaux de radioactivité sont supérieurs à ceux des déchets exemptés et la puissance thermique inférieure à 2 kW/m³ ; l'AIEA distingue, à l'intérieur de cette classe, deux sous-catégories³ :
 - Les déchets à vie courte⁴ (FMA-VC) qui contiennent principalement des radionucléides à vie courte et dont la concentration en radionucléides à vie longue (y compris des émetteurs alpha à vie longue) ne dépasse pas en moyenne 400 Bq/g par colis de déchets.
 - Les déchets à vie longue⁵ (FMA-VL) qui contiennent des radionucléides à vie longue à des concentrations dépassant les limites établies pour les déchets à vie courte.
- Les déchets de haute activité (HA) qui contiennent des concentrations de radionucléides suffisamment importantes pour produire de la chaleur à raison de plus de 2 kW/m³. L'activité de ces déchets se situe normalement entre 5,104 et 5,105 TBq/m³.

Certains pays interprètent différemment le détail de cette méthode de classification, parfois en se fondant sur les critères d'acceptation des déchets applicables aux dépôts nationaux de déchets radioactifs.

Les matériaux qui suivent échappent à la plupart des classements des déchets radioactifs :

- déchets d'extraction et de traitement : résidus de l'extraction et du traitement de l'uranium et d'autres matières premières qui contiennent des nucléides naturellement radioactifs ;
- contamination environnementale : les milieux radiocontaminés comme le sol et les eaux souterraines ;
- le combustible nucléaire utilisé est considéré comme une ressource ou un déchet suivant la stratégie de gestion adoptée par le pays. Pour de plus amples détails, voir l'annexe 1.

-
1. À la fin du mois de novembre 2008, après la rédaction du présent rapport, l'AIEA a publié une nouvelle version provisoire d'un guide de sûreté (S390) dans lequel elle propose 6 classes de déchets radioactifs.
 2. Tout élément radioactif se caractérise par sa période ($t_{1/2}$) qui correspond à la durée de décroissance de la moitié de ses atomes. Dans la classification de l'AIEA, on distingue deux types de déchets radioactifs, les déchets à vie courte qui se composent essentiellement de radionucléides dont la période $t_{1/2} < 30$ ans et les déchets à vie longue dont la période $t_{1/2} > 30$ ans.
 3. Par ailleurs, certains pays établissent une différence entre les déchets de faible activité et les déchets de moyenne activité, qui repose sur les critères d'acceptation dans les sites de stockage.
 4. Déchets radioactifs ne contenant pas une quantité importante de radionucléides ayant des périodes supérieures à 30 ans, voir www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1155_web.pdf.
 5. Déchets radioactifs contenant des quantités importantes de radionucléides ayant des périodes supérieures à 30 ans, voir www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1155_web.pdf.

Déchets dangereux

L'OCDE définit ainsi les déchets : « On entend par déchets, des substances ou objets, autres que des matières radioactives couvertes par d'autres accords internationaux qui (i) sont éliminés ou en cours de valorisation ; ou (ii) qui sont destinés à être éliminés ou valorisés ; ou (iii) que l'on est tenu, en vertu des dispositions du droit national, d'éliminer ou de valoriser. » D'autres organisations internationales (par exemple l'Organisation des Nations Unies pour la Convention de Bâle et l'Union européenne) ont adopté des définitions des déchets dangereux qui sont légèrement différentes de celles de l'OCDE.

De par leurs propriétés, les déchets dangereux peuvent être inflammables, oxydants, corrosifs, réactifs, explosifs, toxiques ou écotoxiques. À titre d'illustration, les déchets résultant de la production et de l'utilisation de biocides, de produits de protection du bois, de solvants organiques, de polychlorobiphényles (PCB) font partie des flux de déchets dangereux. Parmi les éléments dangereux que l'on retrouve dans les déchets dangereux, on peut citer des carbonyles métalliques, l'arsenic, le cadmium, le mercure, des cyanures inorganiques, des solutions acides ou des acides sous forme solide ainsi que l'amiante. Les déchets dangereux sont souvent classés et gérés en fonction de la nature du danger, mais l'on peut aussi les classer en fonction des substances spécifiques qu'ils contiennent ou de leur origine (flux de déchets d'un secteur ou processus industriel donné). Les différents types de déchets dangereux peuvent présenter une ou plusieurs caractéristiques de danger. Pour de plus amples informations, le lecteur se reportera à l'annexe 2.

2.1.2 Comparaison entre déchets radioactifs et déchets dangereux

Les principales similitudes et différences entre ces deux types de déchets ont été récapitulées dans le tableau 2.1. Une description rapide en est donnée dans les paragraphes qui suivent. Le lecteur trouvera aux annexes 1 et 2 de plus amples informations sur ces sujets ainsi que des références complètes.

Quantités et sources

Globalement, on produit chaque année à peu près 8 à 10 milliards de tonnes de déchets, non-compris les morts terrains et déchets issus de l'extraction minière. Environ 400 millions de tonnes par an sont des déchets dangereux. Les déchets radioactifs sont, eux, produits au rythme de 0,4 millions de tonnes par an de sorte qu'aujourd'hui le rythme de production de déchets dangereux, dans le monde, est supérieur de trois ordres de grandeur à celui des déchets radioactifs. L'annexe 1 contient des informations détaillées sur les quantités de déchets radioactifs appartenant aux diverses classes décrites ci-dessus.

Alors que la plus grande partie des déchets radioactifs provient d'un nombre relativement petit de producteurs facilement identifiables (centrales nucléaires, usines de combustible nucléaire, etc.), les déchets dangereux sont générés par des dizaines de milliers de producteurs appartenant à diverses industries couvrant la plupart des secteurs industriels des pays développés.

Risques et dangers

Les déchets radioactifs présentent un danger principal, la radioactivité, qui peut provoquer la mort ou des dommages corporels graves, à de fortes doses, mais aussi à longue échéance, à de faibles doses, des cancers. L'augmentation du risque de cancer chez les personnes exposées aux

rayonnements ionisants est directement proportionnelle au niveau d'exposition. Bien que la question de l'exposition aux très faibles doses de rayonnements ne soit pas résolue, on part généralement de l'hypothèse de l'absence de seuil (hypothèse linéaire sans seuil). La toxicité chimique de certains éléments radioactifs (comme l'uranium) et de nucléides stables (le plomb, par exemple) peut également présenter un danger, habituellement moindre cependant que la radioactivité.

La dangerosité des déchets dangereux peut revêtir diverses formes : explosion, inflammation, oxydation, empoisonnement, infection, corrosion, toxicité humaine ou écotoxicité. Les effets peuvent être ressentis à court ou à moyen terme, sur la santé humaine et sur l'environnement. Des propriétés physiques comme la réactivité chimique, l'inflammabilité ou la corrosivité ne sont véritablement dangereuses que si les déchets sont mal gérés mais peuvent dans ce cas provoquer des dommages matériels, des dommages corporels graves, voire la mort. À plus long terme, certains constituants des déchets dangereux sont également cancérogènes ou présentent une autre forme de toxicité pour différents organes après une exposition prolongée, tandis que d'autres, nombreux, ont des seuils de toxicité en dessous desquels on n'attend pas d'effets nocifs.

S'agissant de la durabilité des risques associés, les isotopes radioactifs décroissent selon des lois bien connues de physique en fonction de leur période particulière. Dans le cas des déchets de haute activité, la radioactivité met à peu près 100 000 ans pour décroître au niveau du minerai d'uranium d'origine. Dans les déchets de faible et moyenne activité, une bonne partie des isotopes ont des périodes inférieures à 30 ans. Certains déchets dangereux (des produits chimiques organiques, par exemple) subissent une dégradation biologique et, avec le temps, présentent moins de danger. D'autres substances dangereuses comme des métaux lourds toxiques ne perdent rien de leur toxicité au cours du temps. Ces déchets peuvent donc théoriquement être considérés comme ayant une « période » infinie.

Il est aisé de regrouper les risques liés à un mélange de nucléides (même avec différents types de rayonnements ionisants) pour obtenir un tableau complet du risque total. Dans le cas des déchets dangereux, l'évaluation est beaucoup plus difficile à faire car les différents risques associés à leurs caractéristiques de dangerosité très variées ne peuvent pas toujours être additionnés.

Éthique et principes de gestion

La protection de la santé humaine et de l'environnement et la prise en compte des générations futures sont au cœur des principes de gestion des déchets radioactifs et dangereux.

Il existe un grand nombre de principes internationaux qu'adoptent la plupart des pays lorsqu'ils définissent leurs stratégies de gestion des déchets radioactifs et dangereux. Ces principes, énumérés ci-dessous, sont expliqués en détail aux annexes 1 et 2. La plupart d'entre eux sont effectivement employés pour gérer les deux types de déchets. À titre d'exemple, la participation du public ne figure pas parmi les principes de l'AIEA, mais elle est pourtant largement considérée comme essentielle à la mise en place d'un stockage de déchets radioactifs.

La Convention de Bâle : principes de gestion des déchets toxiques

- réduction à la source ;
- cycle de vie intégral ;
- principe de précaution ;
- maîtrise intégrée de la pollution ;

- normalisation ;
- autosuffisance ;
- proximité ;
- réduction des mouvements transfrontières au minimum ;
- principe du pollueur-payeur ;
- principe de souveraineté ;
- participation du public.

Fondements de sûreté de l'AIEA⁶ : principes de gestion des déchets radioactifs

- protection de la santé humaine ;
- protection de l'environnement ;
- protection par-delà les frontières ;
- protection des générations futures ;
- fardeau laissé aux générations futures ;
- cadre juridique national ;
- contrôle de la production de déchets radioactifs ;
- interdépendances entre la production et la gestion des déchets radioactifs ;
- sûreté des installations.

Le rapport n'analyse pas en détail la façon dont le cadre législatif peut venir à l'appui des politiques de gestion des déchets radioactifs et plus précisément comment les régimes juridiques nationaux et internationaux ont évolué en fonction des priorités et politiques nationales. Pourtant, il convient effectivement de noter que le régime juridique international de l'énergie nucléaire a eu le mérite d'aboutir à une définition commune de la plupart des concepts que recouvrent les stratégies de gestion des déchets radioactifs.

Pour ce qui est de la gestion des déchets radioactifs, l'utilisation du système de classification des déchets radioactifs de l'AIEA – internationalement reconnu et qui allie le type de rayonnements émis, l'activité des déchets et leur période radioactive – témoigne d'un processus continu d'harmonisation de la terminologie juridique de la gestion des déchets radioactifs, que l'on retrouve dans les politiques nationales dans ce domaine. La Convention de Bâle de 1989 sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination a joué un rôle équivalent en créant un régime mondial de la gestion des déchets dangereux non radioactifs. Elle a ainsi facilité la tâche des gouvernements qui souhaitent définir des stratégies potentielles de gestion des déchets. Il en va de même de la Convention de Londres de 1992 et de la Convention OSPAR de 1992 qui ont contribué à l'introduction dans les politiques nationales de principes internationaux de gestion de l'environnement.

6. Les principes de sûreté de l'AIEA sont intégrés à la Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs (voir annexe 1), en quelque sorte le pendant, pour les déchets radioactifs, de la Convention de Bâle.

Lorsqu'ils légifèrent, les pays commencent par étudier les stratégies et politiques les plus appropriées pour atteindre leurs objectifs. Une fois ces dernières définies, ils élaborent des cadres juridiques nationaux qui intègrent ces priorités et politiques nationales comme en témoigne, par exemple, la question de la participation des parties prenantes. Cette participation a été stimulée par l'opposition croissante du public et les procès de plus en plus nombreux intentés contre des installations nucléaires. Conscients de ces évolutions de la société, les gouvernants des pays membres de l'OCDE ont peu à peu abandonné la pratique antérieure qui consistait à décider, annoncer et justifier pour une attitude consistant à informer le public des risques et possibilités de l'énergie nucléaire et à le faire participer aux décisions concernant par exemple la sélection des sites des installations destinées aux déchets radioactifs et au combustible nucléaire usé.

On a vu ainsi se multiplier les cadres juridiques qui donnent au public accès à l'information nucléaire (« transparence de l'information nucléaire ») y compris sur la sûreté des installations destinées aux déchets radioactifs et au combustible nucléaire usé. Ont été également mis en place des mécanismes plus évolués de participation aux décisions concernant ces installations, souvent dans le cadre d'études d'impact sur l'environnement (EIE). La participation, généralement considérée par les pays membres de l'OCDE comme une condition de l'adhésion du public aux politiques de gestion des déchets, repose en grande partie sur des instruments internationaux et nationaux qui garantissent le respect du droit des populations à l'information et à la participation.

Législation et organisation

La gestion des déchets radioactifs se caractérise par la place prépondérante qu'occupe l'État à travers un petit nombre d'organisations nationales (voir annexe 1). S'agissant des déchets dangereux, par contre, les producteurs étant si nombreux et appartenant à une multitude d'industries, tous les niveaux de l'État participent à leur gestion, et les responsabilités se répartissent entre les autorités fédérales, régionales et locales. Cette gestion relève d'une diversité de cadres administratifs et est en grande partie une activité commerciale dans un contexte réglementé.

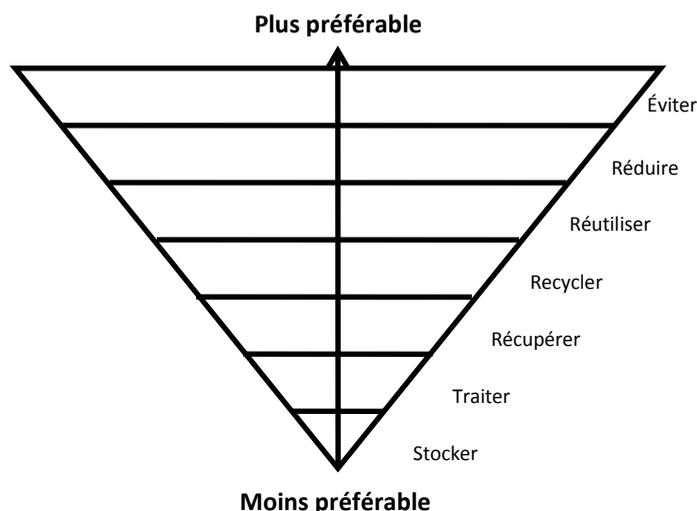
Qu'il s'agisse de déchets radioactifs ou dangereux, des efforts d'harmonisation de la législation ont été entrepris au niveau international par le biais notamment de conventions et de recommandations internationales.

Techniques de gestion des déchets avant leur stockage

Éviter et limiter le plus possible la production de déchets à la source est un objectif primordial de la gestion des déchets radioactifs et dangereux. La figure 2.1 représente une hiérarchie des étapes de la gestion des déchets couramment employée qui fait apparaître les différents moyens et solutions pour la gestion des déchets. Quel que soit le type de déchets, le principal objectif consiste à réduire la production primaire de déchets et à limiter la quantité et la dangerosité des déchets à stocker. Toutefois, l'applicabilité des mesures intermédiaires sur cette échelle n'est en général pas identique pour les deux types de déchets.

Pour éviter de produire certains déchets dangereux, bon nombre d'industries changent de matériaux, mais il n'est généralement pas possible de procéder ainsi dans le cas des déchets radioactifs.

Figure 2.1 : Hiérarchie usuelle de la gestion des déchets



La grande diversité de matières qui composent les déchets dangereux multiplie les possibilités de recyclage. C'est ainsi que l'on peut distiller et réutiliser le mercure ou des solvants contaminés, fondre et réutiliser le plomb des batteries des automobiles, et que l'incinération permet de détruire certains déchets et de récupérer l'énergie qu'ils contiennent. Le recyclage est une solution souvent adoptée pour les déchets dangereux afin de valoriser au mieux les ressources disponibles et de réduire le risque de dommage à l'environnement. Bien qu'il soit possible de recycler des matières qui ont été radiocontaminées, il est rare qu'on y recoure. Toutefois, les pays qui ont mis en place un cycle du combustible fermé recyclent l'uranium et le plutonium récupérés lors du retraitement du combustible usé (voir annexe 1).

Dans le cas de certains déchets dangereux, il existe divers traitements dont l'incinération des produits chimiques organiques toxiques pour diminuer ou éliminer totalement le danger que présente le déchet avant son stockage. Le danger inhérent à la radioactivité ne peut être ni éliminé ni réduit par un traitement physique ou chimique⁷. De même, le danger que présentent les métaux lourds ne peut être éliminé des déchets dangereux (même si l'on peut parfois recycler certains métaux contenus dans ces déchets). Le traitement des déchets radioactifs sert essentiellement à concentrer et stabiliser les déchets et à limiter la probabilité de leur dispersion après stockage. Comme la radioactivité décroît de façon prévisible avec le temps, les déchets radioactifs sont souvent entreposés, avant d'être stockés, afin de laisser décroître à des niveaux nettement inférieurs l'activité des substances radioactives à vie courte et diminuer la charge thermique qui, sinon, exigerait des manipulations spéciales. Les déchets dangereux sont fréquemment entreposés le temps que l'on en réunisse suffisamment pour rentabiliser le traitement, mais l'entreposage ne diminue pas, en général, la dangerosité du déchet.

Tous les pays n'ont pas les installations spécialisées nécessaires pour gérer tous les types de déchets dangereux. C'est pourquoi les déchets voyagent d'un pays à l'autre en vue d'un prétraitement. Il existe une réglementation internationale pour gérer les transports transfrontières de déchets radioactifs et de déchets dangereux. Ces transports sont couramment organisés de par le monde afin

7. Il est possible de réduire la quantité de certains déchets radioactifs en les transmutant. Plusieurs pays ont entrepris des recherches sur les technologies de séparation poussée et de transmutation. Toutefois, on aura encore besoin de beaucoup d'études et recherches avant de pouvoir exploiter industriellement ces techniques.

d'acheminer dans des installations de traitement ou de stockage spécialisées des flux de déchets dangereux particuliers. Toutefois, les déchets radioactifs franchissent très peu les frontières, même pour être traités, bien que le combustible usé soit régulièrement transporté à l'étranger pour retraitement. En outre, il arrive que l'on transporte à l'étranger le combustible usé de réacteurs de recherche afin de l'y entreposer et l'y stocker pour réduire les risques de prolifération.

Solutions de gestion et de stockage

Pour les deux types de déchets, la meilleure solution est d'éviter le plus possible d'en produire. Pour les déchets déjà produits, dans le cas des déchets radioactifs, on *concentre* et on *confine* (s'il s'agit de déchets à vie courte, la politique qui consiste à *attendre pour laisser décroître* est également valable), tandis que, pour les déchets dangereux, la stratégie première consiste à *éliminer ou réduire* le danger (par incinération, traitement chimique, etc.). Les déchets les moins dangereux des deux types sont régulièrement stockés dans des décharges ou des installations de surface qui utilisent principalement des barrières ouvragées pour éviter l'impact sur la santé humaine et sur l'environnement. Pour ce qui est des déchets de plus haute activité ou à vie plus longue, la sûreté repose sur les concepts de confinement, d'isolement et de barrières multiples. Du côté des déchets dangereux, l'élimination ou la réduction du danger est la première solution, après quoi on envisage de confiner et d'isoler les déchets par de multiples barrières.

Les pays qui disposent de moyens de stockage des déchets radioactifs ne comptent que quelques installations de surface ou de subsurface⁸ tandis qu'il existe un grand nombre de décharges de déchets dangereux dans le monde. La Finlande et la Suède ont construit des dépôts souterrains destinés à des déchets de faible et moyenne activité. Des stockages géologiques sont en cours d'autorisation ou en construction en Allemagne, au Canada et en Hongrie.

La communauté scientifique s'accorde à dire que le stockage dans des formations géologiques stables est le meilleur moyen de gérer à long terme les déchets radioactifs à vie longue. Un système de stockage géologique bien conçu et correctement mis en œuvre permet d'isoler convenablement les déchets radioactifs de la biosphère et ainsi de protéger la santé humaine et l'environnement sans imposer de charges indues aux générations futures.

Il n'existe pas aujourd'hui dans le monde de stockage géologique (dépôt) en service destiné au combustible usé et aux déchets de haute activité. Près de Carlsbad (Nouveau Mexique), des déchets transuraniens à vie longue d'origine militaire et dont la charge thermique est négligeable sont stockés dans une formation géologique (WIPP). Trois sites ont été retenus pour la construction d'un stockage géologique destiné aux déchets de haute activité et au combustible usé : Yucca Mountain, États-Unis (une demande de construction a été déposée auprès de la *Nuclear Regulatory Commission* (NRC) des États-Unis en juin 2008 et est en cours d'instruction), Olkiluoto, en Finlande, et, récemment, Forsmark, en Suède. Plusieurs autres pays ont officiellement annoncé leur intention d'adopter cette solution dans un avenir proche. Il s'agit du Canada, de la France, du Royaume-Uni et de la Suisse.

Toutefois, depuis l'élection présidentielle de 2008, les États-Unis reconsidèrent leur stratégie de stockage des déchets de haute activité. La demande de crédits budgétaires de 2010 du *Department of Energy* annonce l'intention de la nouvelle administration de mettre fin au projet de stockage de Yucca Mountain et prévoit les financements nécessaires pour étudier des solutions de rechange au stockage

8. Toutefois, comme nous l'avons observé plus haut, en volumes, les trois quarts environ de tous les déchets radioactifs, toutes origines confondues, produits depuis l'avènement des technologies nucléaires ont été stockés.

des déchets nucléaires et continuer de participer à la procédure de demande d'autorisation auprès de la NRC. La totalité des financements prévus pour l'aménagement de l'installation de Yucca Mountain et des infrastructures associées – acquisition de terrains, accès et travaux de génie civil supplémentaires – a été annulée. Le *Department of Energy* des États-Unis est néanmoins tenu de respecter son obligation de gérer, et ultérieurement de stocker, le combustible nucléaire usé et les déchets de haute activité. À cet effet, a été convié un comité d'experts éminents chargé d'évaluer d'autres approches.

Au contraire, le stockage définitif des déchets dangereux dans des couches souterraines profondes n'est pas une solution courante. Aux États-Unis pourtant, l'injection en puits profonds d'effluents liquides dangereux (ces effluents n'entrent pas dans le cadre de ce rapport), qui n'est effectué que pour 3 % des installations de gestion des déchets dangereux, concerne en fait près de 50 % de tous les déchets dangereux gérés. Le stockage géologique est une formule employée en Europe pour des substances extrêmement dangereuses comme le mercure, mais peu fréquente dans d'autres pays membres de l'OCDE (voir annexe 3). L'Allemagne notamment a construit des dépôts de déchets dangereux dans des dômes de sel, et la France et le Royaume-Uni ont, par le passé, expérimenté également cette solution.

Qu'il s'agisse de la gestion des déchets dangereux ou de des déchets radioactifs, il est largement admis que la participation du public à la décision est primordiale. Cet aspect sera approfondi à l'annexe 4.

Procédure d'autorisation et évaluation de la sûreté des installations de stockage

La comparaison entre procédures d'autorisation et évaluations de la sûreté porte essentiellement sur les installations de stockage. La construction et l'exploitation d'une installation de gestion des déchets radioactifs ou dangereux sont subordonnées à l'obtention d'une autorisation et, normalement, à la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement. Les dispositions et exigences réglementaires imposent la réalisation d'une étude de sûreté. Pour les deux types de déchets, le site doit être caractérisé, avant d'entreprendre le développement de l'installation de stockage.

La sûreté d'une installation de stockage, tant pendant son installation qu'après sa fermeture, prime sur toute autre exigence dans le système d'autorisation et de réglementation. Les critères d'acceptation sont appliqués aux deux types de déchets pour s'assurer que leurs caractéristiques et les colis qui les contiennent, respectent les conditions imposées par l'étude de sûreté. Avant leur installation dans le dépôt, on procède à la caractérisation des déchets pour s'assurer qu'ils remplissent les critères d'acceptation.

Les risques à long terme que présente pour la santé humaine la migration de radionucléides à vie longue renfermés dans l'installation de stockage sont normalement calculés en termes de mort des suites d'un cancer radioinduit pour un individu défini (par exemple, l'individu hypothétique « le plus exposé », dans un avenir lointain). De nombreux pays ont fixé, pour ces risques, des limites ou objectifs numériques qui se situent normalement dans la fourchette de 1 sur 100 000 à 1 sur un million par an. S'agissant des stockages de déchets de haute activité et de déchets de faible et moyenne activité à vie longue, ces évaluations quantitatives de la sûreté sont effectuées généralement sur des périodes pouvant atteindre 1 million d'années. Dans le cas du stockage des déchets de faible et moyenne activité à vie courte, les études de sûreté se limitent d'ordinaire à quelques centaines d'années puisque leur radioactivité diminue rapidement. La durée prise en compte dans l'étude de sûreté effectuée pour les stockages souterrains de déchets dangereux est variable. En Allemagne, les études de sûreté s'effectuent sur des durées de 10 000 à 50 000 ans.

Les contrôles institutionnels, et notamment la surveillance post-fermeture (dans le cas des déchets de haute activité) pendant des dizaines d'années au moins, sont d'ordinaire un élément déterminant d'un dossier de sûreté acceptable pour le stockage des déchets radioactifs. Ces contrôles permettent également d'éliminer le risque d'intrusion humaine intempestive ou intentionnelle menaçant la sûreté. De fait, certains concepts de stockage profond prévoient une surveillance institutionnelle sur une durée de plusieurs centaines d'années. Cependant, le stockage en formation géologique profonde repose sur le principe de base que la sûreté peut être assurée sur des périodes très longues sans qu'il soit besoin d'exercer une surveillance continue ni de compter sur toute autre forme d'intervention de la société dans le futur. Selon la philosophie qui préside à la conception d'un stockage profond, la sûreté doit être assurée de façon passive (c'est-à-dire sans surveillance ou intervention) après la fermeture du dépôt. Malgré cela, tous les pays membres de l'OCDE prévoient des contrôles institutionnels des stockages de déchets radioactifs pour renforcer l'assurance de leur sûreté.

Pour les décharges de déchets dangereux, on prévoit une surveillance de l'évolution des gaz et des lixiviats, qui dure en général 30 ans après la fermeture. Au-delà de cette période, et en fonction des résultats de la surveillance, les autorités compétentes décident ou non de prolonger la période de contrôle institutionnel. Une règle empirique veut que ces contrôles soient maintenus au moins 100 ans.

Certains pays de l'OCDE exigent que l'on prévienne la récupérabilité des déchets dans les stockages profonds destinés aux déchets de haute activité et au combustible usé, c'est-à-dire la possibilité de sortir des déchets du stockage, parfois même après sa fermeture, pour des raisons de sûreté (par exemple, si les résultats d'observations ne concordent pas avec les valeurs prévues par les modélisations et simulations effectuées lors de l'étude de sûreté) ou d'autres raisons (cas où l'on mettrait au point des techniques permettant de récupérer ou de recycler certains matériaux ou d'autres technologies de traitement et de stockage importantes dont on aurait prouvé la faisabilité). Quoiqu'il en soit, on observe d'importantes différences pour ce qui concerne l'application de ce concept et l'obligation juridique de l'appliquer. Cette exigence risque de plus d'accroître la complexité du stockage et élimine de fait certaines solutions valables pour les déchets dangereux, comme le stockage en puits profond.

Il n'existe pas de disposition juridique analogue de réversibilité pour les déchets dangereux. Il arrive que des déchets de ce type soient retirés de décharges de surface ou de subsurface⁹ afin de recycler leurs composants lorsque de nouveaux procédés industriels rendent l'opération rentable.

Coûts et financements

La plupart des installations de gestion des déchets de faible et moyenne activité peuvent accepter un éventail limité de matrices de déchets pour lesquelles elles facturent un tarif fixe. Ce tarif dépend normalement du niveau d'activité, du débit de dose, de la composition isotopique des déchets, du poids du conteneur, etc. Étant donné les multiples caractères de dangerosité des déchets dits dangereux, il est difficile d'obtenir des coûts qui soient représentatifs car les tarifs varient dans de fortes proportions avec le type de déchets et l'option de traitement. Toutefois, il est clair que les coûts de la gestion des déchets par unité de masse sont nettement plus élevés pour les déchets radioactifs que pour les déchets dangereux. On estime varier dans une fourchette de 300 000 à 600 000 EUR/tonne (400 000-800 000 USD/tonne au taux de change du mois de mai 2009) le coût du stockage des déchets de haute activité et du combustible usé. Pourtant, ce coût élevé n'a que peu d'effet sur les caractéristiques économiques de l'électronucléaire (les coûts totaux de la gestion des déchets des centrales

9. Dans ce contexte, les décharges de subsurface incluent des décharges aménagées à quelques dizaines de mètres de profondeur.

nucléaires sont estimés varier entre 0,04 et 0,16 cents des États-Unis/kWh). Dans le cas de la plupart des déchets dangereux, des coûts de cet ordre seraient inabordables. Des exemples provenant d'Allemagne donnent, pour les déchets les plus dangereux, des coûts du stockage souterrain dans des formations salines s'élevant à 250 EUR/tonne.

On a adopté le principe pollueur-payeur tant pour la gestion des déchets radioactifs que pour celle des déchets dangereux. La gestion des déchets dangereux est généralement un service commercial avec paiement immédiat des services assurés. Au contraire, il n'existe pas dans tous les pays d'installations de gestion des déchets radioactifs (il n'existe pas, dans le monde entier, de stockage des déchets de haute activité et du combustible usé), et le financement du stockage ultérieur est en général prélevé sur les recettes de la production d'électricité. L'installation pourra même être aménagée par l'État et son coût payé d'avance par le producteur de déchets au lieu d'être récupéré à travers un tarif de stockage. C'est pourquoi les coûts mais également l'intégralité du système de financement et du cadre économique peuvent être très différents quand on passe d'un type de déchets à l'autre.

La réglementation américaine exige en outre que les exploitants d'installations de traitement et de stockage des déchets dangereux souscrivent une forme de garantie financière afin de prendre en charge la fermeture de l'installation en question à la fin de sa durée de vie utile. Cette garantie peut prendre la forme d'un fonds de prévoyance, d'un cautionnement, d'une lettre de crédit ou d'un contrat d'assurance.

Tableau 2.1 : Comparaison des déchets radioactifs et des déchets dangereux et de leurs modes de gestion

	Déchets radioactifs	Déchets dangereux
Définitions, quantités et sources		
Définitions	<ul style="list-style-type: none"> Il existe des définitions internationales des déchets tant radioactifs que dangereux avec possibilité d'interprétation nationale. 	
Estimation du rythme annuel de production mondiale	<ul style="list-style-type: none"> ~0,4 millions de tonnes dont 10 000 tonnes de DHA et de combustible usé (plus 23 Mt environ de déchets de traitement de l'uranium, légèrement radioactifs). 	<ul style="list-style-type: none"> 400 millions de tonnes (si l'on exclut les déchets de l'extraction des minerais et minéraux).
Principales sources	<ul style="list-style-type: none"> Principalement production d'électricité. Autres sources mineures dont médecine, R-D et agriculture. 	<ul style="list-style-type: none"> Large éventail d'industries : chimiques, pharmaceutiques, pétrole et gaz, santé, mines, raffinage, aciéries et verre.
Nombre d'installations produisant et gérant des déchets	<p>Petit nombre de producteurs de déchets et de sites de stockage (il existe dans de nombreux pays des sites de stockage des déchets FMA-VC, et plus de 75 % des déchets radioactifs de toutes origines produits à ce jour ont expédiés sur des sites de stockage).</p> <p><i>Exemple : États-Unis</i></p> <ul style="list-style-type: none"> 132 centrales (en service et arrêtées). 4 grandes installations de stockage. 	<p>Grand nombre de producteurs et de sites de stockage ou centres de traitement.</p> <p><i>Exemple : États-Unis</i></p> <ul style="list-style-type: none"> 16 000 gros producteurs de déchets¹. 600 installations de traitement, d'entreposage et de stockage. En outre un grand nombre de petits et moyens producteurs.
Classification	<ul style="list-style-type: none"> Il existe des systèmes internationaux de classification pour les deux types de déchets et/ou des systèmes de classification nationaux reposant sur le cadre législatif et réglementaire national. 	
Risques et dangers		
Nature des dangers principaux	<ul style="list-style-type: none"> Radioactivité (peut provoquer le cancer ; probabilité proportionnelle à la dose). De petites quantités de déchets, les DHA et le combustible usé contiennent des métaux lourds toxiques. Les DHA et le combustible usé présentent un risque de criticité (réduit au minimum par la conception). 	<ul style="list-style-type: none"> Diversité des caractéristiques de danger : risques d'explosion, d'inflammation, d'oxydation, d'empoisonnement, d'infection, toxicité – des effets synergiques sont possibles entre certains déchets dangereux. Certains déchets dangereux sont cancérogènes. Pour certains constituants, il existe un seuil à partir duquel les effets toxiques apparaissent. Bon nombre des dangers peuvent être réduits, voire totalement éliminés, par un traitement adapté avant stockage.

1. Suivant les termes du *Resources and Conservation Recovery Act* des États-Unis, les gros producteurs de déchets sont ceux qui produisent mensuellement 1 000 kg au moins de déchets dangereux ou 1 kg au moins de déchets très dangereux.

Tableau 2.1 : Comparaison des déchets radioactifs et des déchets dangereux et de leurs modes de gestion (suite)

	Déchets radioactifs	Déchets dangereux
	<ul style="list-style-type: none"> Pour les deux types de déchets, les effets sanitaires se ressentent généralement à long terme : les effets aigus et les décès immédiats exigent de fortes expositions. 	
Voies d'exposition	<ul style="list-style-type: none"> Inhalation, ingestion, exposition externe (y compris sans contact) (également la voie pertinente pour ce qui concerne la criticité). 	<ul style="list-style-type: none"> Inhalation, ingestion, voie dermique. Exposition externe à des déchets corrosifs et réactifs, voie mécanique ou thermique à la suite d'explosion et/ou d'incendie.
Facilité de détection du danger	<ul style="list-style-type: none"> Il est facile de détecter la radioactivité à l'aide de débitmètres et de contaminomètres peu coûteux ; une caractérisation plus spécifique pourrait coûter plus cher. 	<ul style="list-style-type: none"> L'identification des déchets dangereux nécessite souvent des analyses de laboratoire complexes et coûteuses.
Évolution du risque	<ul style="list-style-type: none"> Tous les déchets radioactifs voient leur radioactivité décroître avec le temps même si, dans le cas des DHA, il faut attendre de l'ordre de 100 000 ans pour que l'activité décroisse approximativement au niveau du minerai d'uranium d'origine. Les isotopes radioactifs décroissent en fonction de leur période, que l'on connaît, et conformément à des lois de physique que l'on maîtrise bien. 	<ul style="list-style-type: none"> Certains déchets organiques subissent une dégradation biologique et deviennent moins nocifs. Certains déchets dangereux (par exemple, les métaux lourds) conservent indéfiniment leur toxicité.
Éthique et principes		
Principes de gestion	<ul style="list-style-type: none"> La protection de la santé humaine et de l'environnement et la prise en compte des générations futures sont à la base des principes de gestion tant des déchets radioactifs que des déchets dangereux. La plupart des pays respectent des principes internationaux lorsqu'ils mettent au point leurs stratégies de gestion des déchets radioactifs et dangereux. Ces principes sont en fait les mêmes pour les deux types de déchets. 	
Législation et organisation		
Législation et réglementation	<ul style="list-style-type: none"> Il existe une législation et des normes nationales complètes pour la gestion des déchets radioactifs et des déchets dangereux. Ces deux types de déchets font l'objet de conventions internationales. 	
Organisation	<ul style="list-style-type: none"> L'organisation comprend normalement une autorité de sûreté, le producteur des déchets et le gestionnaire des déchets ; ces trois organisations sont habituellement indépendantes. En règle générale, l'État occupe une place primordiale dans la gestion des déchets radioactifs. 	<ul style="list-style-type: none"> Tous les niveaux de l'administration publique participent à la gestion des déchets dangereux avec répartition des responsabilités entre les niveaux fédéral, régional et local. Une diversité de cadres administratifs ont été mis en place pour la gestion de ces déchets, qui obéit largement aux règles du marché.

Tableau 2.1 : Comparaison des déchets radioactifs et des déchets dangereux et de leurs modes de gestion (suite)

	Déchets radioactifs	Déchets dangereux
Modes de gestion des déchets avant leur stockage		
Réduction des déchets	<ul style="list-style-type: none"> La gestion des déchets radioactifs comme des déchets dangereux vise en premier lieu à réduire la production de déchets. 	
Substitution	<ul style="list-style-type: none"> Dans les nouveaux réacteurs, on choisit les matériaux de construction de façon à réduire les éventuels dangers résultant de leur activation. 	<ul style="list-style-type: none"> Il est fréquent de remplacer certains matériaux par d'autres pour éviter ou atténuer certains dangers.
Réutilisation et recyclage	<ul style="list-style-type: none"> Certains pays recyclent et réutilisent des matériaux qui ont été radiocontaminés, d'autres s'abstiennent de le faire principalement à cause de l'opposition du public. De petites quantités de déchets, par exemple issus du démantèlement, ont été recyclées dans l'industrie nucléaire comme matériaux de blindage. Le combustible usé (qui n'est pas un déchet tant qu'il n'a pas été déclaré comme tel) peut être et est régulièrement recyclé après avoir subi un retraitement destiné à récupérer et réutiliser les matières fissiles qu'il contient. 	<ul style="list-style-type: none"> Il est fréquent de réutiliser et de recycler les déchets de façon à valoriser au maximum les ressources et à limiter le dommage à l'environnement. La grande diversité des matériaux contenus dans les déchets dangereux en accroît les possibilités de recyclage. L'incinération permet de récupérer l'énergie contenue dans les déchets. Les déchets dangereux sont parfois retirés de dépôts de surface ou de subsurface afin de réinjecter les matières qu'ils contiennent dans le circuit économique.
Traitement avant stockage	<ul style="list-style-type: none"> Le danger intrinsèque que présente la radioactivité ne peut être éliminé ni réduit par incinération ou par traitement chimique avant le stockage. Entreposage (voir ci-dessous) le temps de faire décroître la radioactivité. Le traitement a pour objectif principal de concentrer les déchets et de réduire le risque de dispersion après stockage. 	<ul style="list-style-type: none"> Pour les déchets dangereux, il existe une diversité de traitements qui permettent d'atténuer ou d'éliminer la dangerosité des déchets avant leur stockage, par exemple l'incinération des produits chimiques organiques ou des déchets combustibles. Le traitement des déchets dangereux fait également appel à des méthodes chimiques pour détruire ou réduire le danger ou pour concentrer les matières.
Entreposage	<ul style="list-style-type: none"> Il est fréquent d'entreposer des déchets, parfois plusieurs dizaines d'années, avant de les stocker, le temps que leur radioactivité décroisse. Cet entreposage réduit le danger potentiel pour l'environnement ainsi que la dose de rayonnement à laquelle sont exposés les opérateurs des centrales nucléaires et le personnel des installations de stockage. 	<ul style="list-style-type: none"> Les déchets dangereux sont souvent entreposés jusqu'à un an, le temps d'en collecter suffisamment pour pouvoir les traiter dans des conditions rentables. L'entreposage de longue durée n'est pas normalement autorisé ; il ne permet pas, dans la plupart des cas, de réduire le danger.

Tableau 2.1 : Comparaison des déchets radioactifs et des déchets dangereux et de leurs modes de gestion (suite)

	Déchets radioactifs	Déchets dangereux
Transports transfrontières	<ul style="list-style-type: none"> Il existe des réglementations internationales pour gérer les transports transfrontières des deux types de déchets. 	
	<ul style="list-style-type: none"> Les déchets radioactifs franchissent peu les frontières. Du combustible usé est transporté d'un pays à l'autre pour retraitement. En général, les contrats exigent que les DHA qui en résultent soient renvoyés dans leur pays d'origine. 	<ul style="list-style-type: none"> Les transports transfrontières de déchets sont chose courante dans le monde et permettent de procéder à des traitements spéciaux sur des flux de déchets dangereux spécifiques et de les stocker dans des installations adaptées.
Solutions de stockage		
Démarche participative	<ul style="list-style-type: none"> La perception que le public a du risque et le fait qu'il l'accepte jouent un rôle important dans l'évaluation des solutions de stockage des déchets. C'est pourquoi, il est primordial d'associer le public aux décisions concernant le stockage des déchets. 	
Stockage des déchets présentant les plus faibles risques : solutions et expérience	<ul style="list-style-type: none"> Pour les deux types de déchets, leur confinement est assuré principalement par la stabilisation des matrices de déchets et par les barrières ouvragées. 	
	<ul style="list-style-type: none"> Dans le cas des déchets radioactifs, la sûreté repose sur le confinement, l'isolement et le concept de barrières multiples le temps que la décroissance radioactive fasse disparaître le risque. Les pays qui disposent de stockages de déchets radioactifs ne possèdent que quelques installations de surface ou de subsurface (bien que les volumes de déchets radioactifs soient nettement moindres que les volumes de déchets dangereux). La Finlande et la Suède ont construit des stockages souterrains pour les déchets de faible et moyenne activité. Les États-Unis exploitent un dépôt en formation géologique (WIPP) qui accueille des déchets transuraniens à vie longue d'origine militaire. 	<ul style="list-style-type: none"> Il existe un grand nombre de décharges dans le monde où sont stockés des déchets dangereux. Dans le cas des déchets dangereux, on cherche d'abord à éliminer ou à réduire le danger puis à isoler et confiner les déchets grâce à des barrières multiples.

Tableau 2.1 : Comparaison des déchets radioactifs et des déchets dangereux et de leurs modes de gestion (suite)

	Déchets radioactifs	Déchets dangereux
Stockage des déchets présentant les risques les plus forts : solutions et expérience	<ul style="list-style-type: none"> La communauté scientifique s'accorde à penser que le stockage dans des formations géologiques stables est le meilleur moyen de gérer à long terme les déchets radioactifs à vie longue. De nombreux pays envisagent de construire des stockages profonds où placer leurs DHA et leur combustible usé. Les États-Unis², la Finlande et la Suède ont choisi des sites où aménager ces installations. 	<ul style="list-style-type: none"> Le stockage en profondeur n'est pas une solution habituellement adoptée pour stocker des déchets dangereux solides. En Europe, on recourt au stockage géologique pour stocker des déchets extrêmement dangereux comme le mercure. L'Allemagne, en particulier, a aménagé des installations de stockage de déchets dangereux dans des formations salines. La France et le Royaume-Uni ont aussi expérimenté cette forme de stockage. Le stockage géologique n'est pas généralement une formule adoptée par d'autres pays membres de l'OCDE, bien que l'injection en puits profond de liquides dangereux soit pratiquée aux États-Unis.
	<ul style="list-style-type: none"> On possède à ce jour une expérience suffisante des ouvrages en formations salines pour pouvoir y entreposer des hydrocarbures (non à l'état de déchets mais de produits). 	
Procédure d'autorisation et évaluation de la sûreté du stockage		
Procédure d'autorisation	<ul style="list-style-type: none"> Dans les pays de l'OCDE, il faut obtenir une autorisation des autorités compétentes pour pouvoir construire et exploiter toute installation de gestion des déchets radioactifs ou dangereux, et notamment tout stockage. La procédure d'autorisation permet de vérifier que les études de sûreté sont techniquement et scientifiquement correctes et que la protection du public et de l'environnement peut être raisonnablement assurée. 	
	<ul style="list-style-type: none"> Dans certains pays de l'OCDE (Finlande, Hongrie), il convient d'obtenir du parlement une autorisation préliminaire avant de pouvoir déposer une demande de permis de construire un stockage souterrain de déchets. 	<ul style="list-style-type: none"> Il n'est pas normalement exigé d'autorisation préliminaire du parlement pour construire des stockages de déchets dangereux.
Études de sûreté	<ul style="list-style-type: none"> Les dispositions légales et les exigences réglementaires imposent de procéder à des études de sûreté approfondies pour les deux types de déchets avant de pouvoir construire et exploiter un dépôt. L'étude des risques exige normalement d'identifier et d'évaluer : <ul style="list-style-type: none"> les déchets à stocker et leur confinement dans l'installation ; les voies par lesquelles les substances contenues dans les déchets peuvent atteindre la biosphère ; l'impact sur la santé humaine et l'environnement de substances susceptibles d'atteindre ou d'être transportées dans la biosphère. La sûreté repose sur les concepts de confinement, d'isolement et de barrières multiples. Il est obligatoire de caractériser le site pressenti pour le stockage avant de l'aménager ainsi que chaque lot de déchets avant de le stocker pour s'assurer qu'il est conforme aux critères d'acceptation. 	

2. Toutefois, les États-Unis s'apprentent à évaluer d'autres possibilités de gérer ces déchets.

Tableau 2.1 : Comparaison des déchets radioactifs et des déchets dangereux et de leurs modes de gestion (suite)

	Déchets radioactifs	Déchets dangereux
Étude de risques et objectifs de risques visés pour l'installation	<ul style="list-style-type: none"> Le maintien de la sûreté à toutes les phases du cycle de vie de l'installation de stockage, y compris après sa fermeture, est un élément primordial de la procédure d'autorisation et du système de réglementation. Les réglementations applicables aux déchets radioactifs et aux déchets dangereux exigent d'établir un dossier de sûreté qui doit être soumis à l'autorité réglementaire pour obtenir une autorisation. Dans les deux cas, le dossier de sûreté regroupe des arguments et des preuves destinés à décrire, quantifier et justifier l'affirmation selon laquelle l'installation de stockage restera sûre pendant son exploitation et après sa fermeture et au-delà de la période pendant laquelle on pourra procéder à un contrôle actif de l'installation. Dans le cas des déchets radioactifs, il est de pratique courante de procéder à une étude quantitative de risque dans le cadre de ce dossier. 	
	<ul style="list-style-type: none"> De nombreux pays ont établi des limites numériques ou objectifs de risque (ou l'équivalent en dose de rayonnements) qui varient normalement de 1 sur 100 000 à 1 sur 1 000 000 par an. Dans certains pays de l'OCDE, ces études de sûreté quantitatives recouvrent normalement des périodes de 10 000 ans à 1 million d'années dans le cas des stockages de déchets de haute activité et de déchets de faible et moyenne activité à vie longue. Pour ce qui est du stockage des déchets de faible et moyenne activité à vie courte, les études de sûreté sont effectuées sur quelques centaines d'années (compte tenu de la vitesse de décroissance radioactive des déchets). 	<ul style="list-style-type: none"> Il n'est pas possible normalement d'effectuer des calculs numériques du risque probabiliste. La sûreté repose sur la construction, sur les normes d'acceptation et de traitement des déchets, sur la géologie du site et sur les contrôles. La période prise en compte dans l'étude de sûreté effectuée pour construire des installations de stockage souterraines de déchets dangereux varie. En Allemagne, les études de sûreté sont effectuées sur des périodes allant de 10 000 à 50 000 ans.
Critères d'acceptation des déchets	<ul style="list-style-type: none"> On se sert de critères d'acceptation des déchets propres à chaque site pour s'assurer que les caractéristiques des déchets et des colis sont compatibles avec les conditions imposées par l'étude de sûreté. Des réserves peuvent être imposées, par exemple on peut interdire le stockage dans l'installation de certains déchets dangereux ou fixer un seuil que ne devra pas dépasser la radioactivité des déchets. 	
Surveillance et contrôle institutionnel du stockage après sa fermeture	<ul style="list-style-type: none"> Les contrôles institutionnels, et notamment la surveillance post-fermeture pendant des siècles (dans le cas des DHA) sont normalement un élément majeur de l'étude de sûreté du stockage des déchets radioactifs. Ces contrôles doivent permettre également de se prémunir contre le risque d'intrusion humaine intempestive ou intentionnelle. Tous les pays membres de l'OCDE prévoient des contrôles institutionnels. 	<ul style="list-style-type: none"> En général, on surveille pendant un minimum de 30 ans après leur fermeture les décharges de déchets dangereux afin de suivre l'évolution des gaz, les lixiviats, etc. Après cette période, et en fonction des résultats de la surveillance, les autorités compétentes peuvent décider de prolonger ou non cette surveillance institutionnelle. Nombreux sont les spécialistes des décharges qui pensent qu'un contrôle administratif sera poursuivi pendant un siècle au moins.
Récupérabilité	<ul style="list-style-type: none"> Certains pays de l'OCDE qui envisagent de stocker dans des formations géologiques les DHA et le combustible usé ont prévu la récupérabilité dans leur législation. Il s'agit de la possibilité de récupérer les déchets stockés dans l'installation. D'autres pays envisagent de prendre les mêmes dispositions. 	<ul style="list-style-type: none"> Il n'existe pas de disposition juridique identique pour les déchets dangereux ; ces déchets sont parfois retirés de stockages en surface ou subsurface pour en recycler certaines matières lorsque le progrès technologique rend l'opération rentable.

Tableau 2.1 : Comparaison des déchets radioactifs et des déchets dangereux et de leurs modes de gestion (suite)

	Déchets radioactifs	Déchets dangereux
Coûts et financement		
Coûts	<ul style="list-style-type: none"> On estime que le coût du stockage des déchets de haute activité et du combustible usé se situe entre 300 000 et 600 000 EUR/tonne (400 000 à 800 000 USD/tonne au taux de change de mai 2009). Bon nombre d'installations de stockage des déchets appliquent un tarif fixe qui dépend de la radioactivité, du débit de dose, de la composition isotopique, du poids du conteneur, etc., et cela à un nombre limité de matrices de déchets acceptables. 	<ul style="list-style-type: none"> Étant donné des caractéristiques de danger de ces déchets, il est difficile d'obtenir des coûts qui soient représentatifs. Le tarif demandé varie très fortement en fonction des types de déchets et du traitement effectué. Des exemples venant d'Allemagne donnent un coût du stockage dans des formations salines de 250 EUR/tonne pour les déchets les plus dangereux.
Financement	<ul style="list-style-type: none"> La gestion des déchets radioactifs, comme celle des déchets dangereux, repose sur le principe « pollueur-payeur ». 	
	<ul style="list-style-type: none"> Comme tous les pays ne possèdent pas d'installations de gestion des déchets radioactifs (il n'existe d'ailleurs pas, dans le monde, de dépôt de DHA et de combustible usé), il faut en prévoir le financement futur. Le stockage des déchets radioactifs est financé par un prélèvement sur les recettes de la production d'électricité : aux États-Unis, ce prélèvement est de 0,001 USD par kWh (soit 0,0008 EUR), en Suède de 0,01 SEK (0,001 EUR) et au Japon de 0,13 JPY (0,001 EUR) 	<ul style="list-style-type: none"> La gestion des déchets industriels dangereux est normalement une activité commerciale avec paiement immédiat des services assurés. Certains pays exigent de souscrire une garantie financière (cautionnement ou assurance, par exemple) pour couvrir les coûts de la fermeture du stockage.
	<ul style="list-style-type: none"> Ces deux types de déchets peuvent se différencier fortement non seulement par leurs coûts mais aussi par leurs systèmes de financement et par les cadres économiques dans lesquels ils s'inscrivent. 	

2.1.3 *Gestion des déchets mercuriels – Étude de cas*

Le mercure est un exemple de produit chimique dangereux fortement toxique. L'étude de cas présentée à l'annexe A3.2 indique les rythmes de production et les sources de mercure et explique certains aspects de sa dangerosité. L'objectif est de présenter de façon générale la gestion et le stockage géologique final de flux de déchets mercuriels très toxiques.

On a estimé à 13 500 tonnes la quantité de mercure mobilisée annuellement dans l'environnement mondial. On remarquera à titre comparatif que la production annuelle mondiale de déchets HA et de combustible usé de toutes les centrales nucléaires du monde est du même ordre de grandeur. Comme le danger que présente le mercure ne s'atténue pas avec le temps, ce produit doit être isolé de l'homme et de l'environnement lors de son stockage et pour toujours. Afin de pouvoir respecter les exigences de sûreté sur de très longues périodes sans avoir besoin d'intervenir ou d'exercer une surveillance, la solution privilégiée de plus en plus pour gérer les déchets mercuriels est le stockage profond. C'est pourquoi les impératifs de confinement de ces déchets sont de même nature, bien que plus contraignants, que ceux des déchets de haute activité.

Les déchets mercuriels permettent une comparaison intéressante avec les déchets radioactifs parce que :

- Mal gérés, ils ont des effets sanitaires importants.
- Le mercure et les composés en contenant resteront pour toujours toxiques ; ce sont des substances chimiques dangereuses qui exigent une gestion et un stockage sûrs à long terme. En ce sens, ils présentent des problèmes du même type que la gestion des radionucléides ayant des périodes particulièrement longues.
- Dans certains pays, on a adopté pour gérer le mercure et les déchets analogues la solution que l'on envisage pour la gestion des déchets à vie longue : le stockage en formation géologique.

Effets sanitaires

Le mercure et ses composés ont un impact sanitaire important à l'échelle locale, régionale et mondiale car ils peuvent être très toxiques pour l'homme, les écosystèmes, la faune et la flore sauvages. À de fortes doses, ils peuvent être mortels, mais des doses relativement faibles peuvent aussi nuire gravement au développement du système nerveux. On soupçonne également qu'ils ont des effets néfastes sur le système cardiovasculaire et les systèmes immunitaire et reproducteur, bien qu'il existe des seuils d'exposition en deçà desquels ils ne devraient avoir aucun effet sanitaire préjudiciable. Les voies par lesquelles le mercure peut être absorbé et nuire à la santé sont liées à sa forme chimique, la plus dangereuse étant le méthylmercure.

La mauvaise gestion du mercure a eu d'importantes conséquences sur la santé humaine et l'environnement dans le monde. À titre d'exemple, la maladie de Minimata, au Japon, a été provoquée par un déversement de mercure qui s'est accumulé dans les poissons et les fruits de mer que les populations locales consomment en grande quantité : 3 000 personnes ont été touchées. En Irak, 6 000 personnes ont été empoisonnées après avoir consommé des semences traitées avec des fongicides à base de mercure.

Gestion des déchets contenant du mercure

Il est possible de récupérer du mercure dans les déchets afin de le réutiliser. Si bon nombre d'appareils à mercure ont été remplacés afin de ne plus utiliser ce métal (thermomètres, interrupteurs, appareils médicaux comme les sphygmomanomètres), certains de ses usages n'ont pas de raison de disparaître comme la fabrication des lampes. Récupérer et réutiliser le mercure est alors un moyen d'extraire moins de mercure pour répondre à cette demande. La législation des États-Unis sur les déchets exige de récupérer le mercure des déchets qui en contiennent plus de 260 mg/kg.

Un programme portant sur les déchets mercuriels et leur gestion écologique a été lancé en application de la Convention de Bâle et prévoit notamment la rédaction d'un projet de recommandations techniques destinées à faciliter leur gestion en toute sécurité. Le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) mène un programme exhaustif consistant à étudier tous les aspects du mercure dans la perspective d'en réduire les risques pour l'homme et l'environnement. L'Union européenne s'est également dotée d'une stratégie qui prévoit la recherche de solutions de stockage à long terme¹⁰.

Aujourd'hui, les stratégies et technologies de stockage varient substantiellement avec les pays. Des déchets contenant du mercure sont stockés dans des décharges spécialement aménagées, des salles souterraines ou des puits creusés près de la surface. De plus en plus, la tendance est à stocker le mercure en profondeur dans des formations géologiques stables. En 2005, la Suède a été le premier pays de l'Union européenne à adopter une législation exigeant le stockage en formations géologiques profondes de tous les déchets contenant plus de 0,1 % de mercure. Elle a entrepris de construire une installation de stockage dans une formation granitique reliée à une mine profonde. L'Allemagne stocke actuellement des déchets dangereux à vie longue dans des formations salines profondes (700 m) et compte quatre mines ainsi exploitées. Plusieurs pays aménagent des installations garantissant la sécurité à long terme sans nécessiter d'intervention ni de surveillance.

Le mercure et ses composés sont fortement toxiques et présentent des risques pour la santé humaine et l'environnement sur des périodes prolongées qui exigent de prendre certaines précautions comparables, à certains égards, aux précautions indispensables pour le stockage permanent et particulièrement sûr des déchets radioactifs à vie longue. Les similitudes avec la gestion des déchets de haute activité et du combustible usé sont évidentes mais, dans le cas de ces flux de déchets toxiques, la mise en œuvre de stockages a été plus rapide.

2.1.4 Défis et possibilités

Gestion des déchets dangereux

L'évaluation des solutions de gestion des déchets dangereux s'effectue en fonction d'une hiérarchie et des principes de gestion. L'impératif premier est d'éviter ou de limiter la production de déchets. Si l'on ne peut éviter de produire des déchets, il faut, dans la mesure du possible, les réutiliser, les recycler ou les récupérer. La solution du stockage, après traitement si besoin est, n'est adoptée qu'en dernier recours. À toutes les étapes du processus, on a besoin d'installations pour le traitement, la récupération et le stockage, afin de protéger la santé humaine et l'environnement.

10. Le Règlement (CE) n° 1102/2008 du Parlement européen et du Conseil a été publié le 22 octobre 2008 après la rédaction du présent rapport. Ce règlement prescrit de stocker le mercure sous forme métallique dans des mines de selou dans des formations rocheuses cristallines à grande profondeur qui garantissent une sûreté équivalente.

Certains déchets dangereux (comme le mercure) doivent être isolés de la biosphère pendant des durées géologiques. Dans certains pays, on les stocke par conséquent dans des milieux géologiques adaptés dans des installations comparables à celles envisagées pour les déchets de haute activité et le combustible usé. Dans le cas des déchets dangereux, la question de la récupérabilité des déchets ainsi stockés n'a pas été soulevée.

Un système de gestion des déchets moderne ne peut être efficace que s'il repose sur le postulat que les producteurs des déchets acceptent la responsabilité de leur gestion et de leur stockage et en payent les coûts. C'est pourquoi les producteurs de déchets dans les secteurs tertiaire et secondaire sont tenus responsables de la gestion et du stockage de leurs déchets dangereux. Cependant, les déchets dangereux produits par les ménages échappent, en général, à cette règle car les municipalités récupèrent normalement le coût du stockage par le biais des impôts locaux.

Pour améliorer la gestion des déchets dangereux il faudrait parvenir à une conception de la durabilité qui servirait de fil directeur à l'élaboration à long terme de politiques de gestion des déchets dangereux. Au cours des quelques dernières décennies, la gestion des déchets dangereux a consisté surtout, dans un premier temps, à récupérer le plus possible de matière et d'énergie et, dans un deuxième temps, à mettre au point des stratégies de gestion écologique pour les déchets restants. À l'avenir, le défi consistera à considérer les déchets comme une ressource qu'il faudra employer efficacement tout en évitant leur rejet dans l'environnement. Ce nouveau défi recouvre également la récupération des déchets précédemment stockés.

Jusqu'à présent la R-D a servi à mettre au point des techniques de traitement et de stockage des déchets et à élaborer des méthodes de gestion plus saines. À l'avenir, elle s'intéressera probablement à l'amélioration de l'efficacité d'utilisation des ressources, au remplacement de matières dangereuses par des matières inoffensives et à la récupération de déchets déjà stockés afin de les recycler. Il s'agit ainsi de passer de la gestion des déchets à la gestion de la ressource.

Gestion des déchets radioactifs

L'adhésion du public est considérée comme le principal défi à relever, aujourd'hui comme demain, en particulier pour ce qui concerne le stockage en formation géologique des déchets de haute activité et du combustible usé. Comme l'a déjà noté le Comité de la gestion des déchets radioactifs de l'AEN (RWMC) :

« La confiance de la communauté scientifique dans la sûreté du stockage ne suffit pas à gagner la confiance et l'adhésion du public. De l'avis général, il faut une stratégie nationale qui soit largement acceptée. Celle-ci doit non seulement traiter les moyens techniques de construire l'installation, mais aussi prévoir un cadre et une feuille de route tels que les décideurs et le public concerné disposent du temps et des moyens de comprendre et d'évaluer les fondements des diverses solutions proposées et ensuite de juger s'il peuvent se fier au niveau de protection revendiqué par le gestionnaire des déchets et évalué de manière indépendante par l'autorité de contrôle. »

Les autres défis à court terme peuvent être classés dans quatre catégories : technologiques, législatifs, stratégiques et réglementaires. Dans le domaine de la technologie, la gestion des déchets radioactifs repose aujourd'hui sur un savoir et une expérience scientifiques et techniques suffisamment développés pour qu'elle puisse atteindre ses objectifs en toute sécurité. Quoiqu'il en soit, la mise en œuvre de solutions de gestion des déchets s'accompagnera toujours d'incertitudes que de nouvelles études et recherches permettront de lever. C'est pourquoi, la conservation des connaissances, tirées

notamment de la caractérisation des déchets et des installations et de l'exploitation du stockage, constituera un enjeu important au cours de la période de contrôle institutionnel.

Il existe un consensus pour dire que la législation concernant la gestion des déchets radioactifs est suffisamment élaborée dans les pays membres de l'OCDE. Elle impose une adaptation progressive aux nouvelles situations sociales et aux évolutions technologiques qui devraient principalement découler de la mise en œuvre prévue des politiques nationales de stockage des déchets de haute activité et du combustible usé. De ce point de vue, les définitions données par la loi et la réglementation au concept de réversibilité d'un stockage et de récupérabilité des déchets seront primordiales. Pour le RWMC :

« Certains pays considèrent la réversibilité des stockages et la récupérabilité des déchets comme des éléments importants de la stratégie de gestion des déchets radioactifs... De l'avis général, il importe que chaque pays précise la signification et le rôle de la réversibilité et de la récupérabilité et veille à ce que les dispositions prises pour conserver ces possibilités ne compromettent jamais la sûreté à long terme. »

Sans conteste, le cadre réglementaire de la gestion des déchets radioactifs est clair, bien établi et complet. Nombreux sont ceux qui pensent cependant que cette gestion (comme les politiques énergétiques en général et la politique électronucléaire en particulier) serait facilitée et améliorée par une continuité et une stabilité accrues des décisions ainsi qu'une plus grande indépendance par rapport aux préoccupations politiques au jour le jour. Dans ces conditions, les ressources disponibles pourraient être mieux exploitées et les délais de mise en œuvre écourtés, même si la préoccupation constante du public pour le stockage des déchets radioactifs rend très difficile pour les décideurs politiques de négliger les préoccupations à court terme.

Le stockage des déchets de faible et moyenne activité a fait ses preuves dans plusieurs pays soit dans des installations de surface et de subsurface soit dans des dépôts à plus grande profondeur. Les autorités de sûreté ont accumulé une riche expérience de la réglementation dans ce domaine qu'elles ont partagée et confrontée à celle de leurs partenaires au sein d'organisations internationales comme l'AEN et l'AIEA et dont elles font profiter des pays qui n'ont jamais aménagé de stockage de déchets de faible et moyenne activité. Toutefois, à ce jour, aucun stockage souterrain de déchets HA et de combustible usé n'a été autorisé et, bien que le *Department of Energy* des États-Unis ait déposé, au mois de juin 2008, la première demande d'autorisation au monde pour ce genre d'installation, en l'occurrence Yucca Mountain, les États-Unis étudieront les autres solutions possibles pour leur programme de gestion des déchets. La documentation à fournir au moment du dépôt d'une demande pour ce type d'installation est d'une extrême complexité.

Chapitre 3

THÈME 2 : GESTION DES DÉCHETS DE LA PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ DANS DES CENTRALES À CHARBON ET DES CENTRALES NUCLÉAIRES

Le présent chapitre est consacré au deuxième thème de cette étude. Dans la mesure où les besoins en électricité de la société devront nécessairement être satisfaits, ce thème revêt une grande importance. Il faudra choisir le parc adéquat de technologies qui répondra à cette demande en tenant compte des contraintes qu'impose la nécessité d'éviter un dérèglement climatique. Comme on le verra au chapitre 4 et dans l'annexe 4, le stockage des déchets radioactifs est l'une des causes principales de l'aversion du public pour l'énergie nucléaire. Or il n'est pas rationnel d'invoquer un inconvénient (dans le cas du nucléaire, la nécessité de gérer les déchets radioactifs) pour disqualifier une technologie sans prendre en considération les inconvénients de la solution de remplacement. Il y a bien sûr, beaucoup d'autres facteurs, en dehors des déchets, qui sont déterminants pour le choix de la technologie, mais, dans cette étude les déchets sont le centre d'intérêt. Dans la pratique, il sera extrêmement difficile d'atteindre les objectifs de réduction du CO₂ établis par des organisations telles que le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) sans recourir largement au nucléaire et au CSC.

En 2007, 40 % de l'électricité mondiale étaient produits dans des centrales à charbon et 15 % dans les centrales nucléaires. Le charbon étant une source d'énergie abondante, il devrait continuer d'être exploité. Les projections laissent entrevoir d'ailleurs une forte hausse de sa consommation avec la demande d'énergie. À l'échelle mondiale, le charbon et le nucléaire devraient, à l'avenir, figurer parmi les principales sources de production d'électricité en base. Il est par conséquent particulièrement intéressant d'établir un parallèle entre les déchets radioactifs et les déchets des centrales à charbon. Une centrale à charbon représentative de 500 MWe brûle environ 2 Mt par an de charbon, si bien que le monde consomme annuellement 3,2 Gt de charbon dans les centrales électriques. Pour éviter la grave dégradation de l'environnement que le dérèglement climatique menace d'entraîner, les technologies de captage et de stockage de carbone ont été mises au point pour le charbon et les autres combustibles fossiles. Ces techniques permettent de piéger le dioxyde de carbone produit lors de la combustion, de le comprimer et de le transporter pour le stocker à grande profondeur sous la forme d'un fluide supercritique dans des formations géologiques appropriées.

Ce chapitre vise à donner une comparaison globale de la gestion des déchets de la production d'électricité dans les centrales à charbon et dans les centrales nucléaires. Les cendres de charbon et le dioxyde de carbone sont les principaux résidus de la combustion du charbon pour produire de l'électricité. Les annexes A3.1 et A3.3 décrivent le mode de gestion actuel des cendres et les possibilités de gestion future du CO₂ grâce aux techniques de captage et de stockage du carbone et contiennent des références aux sujets évoqués ici. Quant à la gestion des déchets radioactifs, elle sera décrite en détail à l'annexe 1. Les similitudes et les différences entre ces deux types de déchets sont récapitulées en fonction des critères suivants :

- quantités de déchets ;
- propriétés et stockage des déchets ;
- recyclage des déchets pour les valoriser.

Le caractère dangereux des déchets radioactifs, s'ils ne sont pas bien gérés, est bien connu. Toutefois, comme le rapport le montre, ces déchets sont produits en quantités relativement petites et il est possible de leur appliquer une stratégie de gestion consistant à concentrer et confiner. Le CO₂ n'est pas considéré comme un déchet dangereux et ne présente pas de danger à de faibles concentrations, mais il est produit en très grandes quantités et jugé être le principal responsable du réchauffement climatique. Les cendres de charbon contiennent de faibles proportions de matières dangereuses, mais elles sont produites en si grandes quantités que l'on en retrouve dans l'environnement d'importants volumes et qu'il n'est pas possible alors de les concentrer et de les confiner. Les déchets produits par les deux technologies posent par conséquent des problèmes de gestion très différents.

Il n'est pas prévu dans cette étude de comparaison détaillée entre les effets sanitaires et les conséquences environnementales du stockage des déchets de la production d'électricité dans les centrales à charbon et dans les centrales nucléaires. Étant donné que l'énergie nucléaire et les techniques de captage et de stockage du carbone sont en général considérées comme des moyens d'atténuer l'impact du changement climatique et que l'on devra probablement les exploiter largement, les paragraphes qui suivent esquissent une comparaison générale entre ces deux technologies qui porte sur les aspects suivants :

- impact sur le changement climatique ;
- aspects économiques ;
- état de développement technologique ;
- sûreté ;
- réglementation ;
- démarche participative.

Comme il est noté à la section 2.1, il convient de rester très prudent lorsque l'on compare directement la gestion des déchets radioactifs à celle d'autres déchets en raison des fortes disparités entre ces déchets. Toutefois, il existe entre eux une similitude fondamentale et essentielle : tous ces déchets peuvent, s'ils ne sont pas gérés d'une manière correcte, provoquer des dommages à l'environnement et à la santé humaine. Dans le cas des centrales à charbon, ces dommages peuvent résulter des effets du changement climatique provoqué par les émissions de CO₂ lors de la combustion.

3.1 Similitudes et différences entre les déchets

Quantités de déchets

- À l'échelle mondiale, les centrales à charbon produisent environ 0,6 Gt/an (90 kt/TWh) de cendres et dégagent 10,5 Gt/an (1 600 kt/TWh) de CO₂. Les centrales nucléaires produisent moins de 0,0005 Gt/an (moins de 0,2 kt/TWh) de déchets solides¹, depuis les déchets de haute activité et le combustible usé jusqu'aux déchets de très faible activité (calcul qui inclut des déchets du futur démantèlement des centrales actuellement en service, mais exclut les déchets d'extraction et de traitement du minerai qui seront traités ci-dessous).

1. Par ailleurs, les centrales nucléaires produisent des effluents liquides et gazeux qui sont filtrés et, dans le cas des effluents liquides, soumis à un traitement par échange d'ions avant d'être rejetés conformément aux autorisations accordées par les autorités de sûreté. Le rythme annuel de production de ces effluents est faible.

- Les centrales à charbon, comme les centrales nucléaires, produisent des déchets supplémentaires lors de l'extraction minière et de la production primaire de combustible. Dans le cas de l'énergie nucléaire, les déchets du traitement du minerai, légèrement radioactifs, représentent moins de 0,025 Gt/an (moins de 8 kt/TWh) et les résidus d'extraction non radioactifs des quantités analogues (au total 0,045 Gt/an ou 15 kt/TWh). Dans le cas du charbon, les résidus d'extraction et les déchets de la production primaire se montent à 20 Gt/an (3 000 kt/TWh).
- Les centrales à charbon produisent, par unité d'énergie, 300 fois plus de déchets que les centrales nucléaires (si l'on compte les résidus d'extraction et de traitement du minerai). Toutefois, dans la plupart des pays, les déchets des centrales à charbon ne sont pas classés dangereux.

Propriétés et stockage des déchets

- Certains déchets de la production dans les centrales à charbon sont rejetés dans l'environnement, d'autres recyclés. Les effets climatiques des émissions de CO₂ des centrales thermiques classiques qui sont, et de loin, la première cause de rejets anthropogéniques dans l'atmosphère, suscitent une importante préoccupation dans le monde.
- Toutefois d'autres rejets ont également des effets nocifs importants. La pollution atmosphérique provoquée par les centrales à charbon est imputable à un mélange de polluants dont des particules fines, du monoxyde de carbone, du dioxyde d'azote, du dioxyde de soufre, de l'ozone, des composés organiques volatils ainsi que des espèces inorganiques.
- Les systèmes de dépollution employés dans les centrales modernes à charbon peuvent comprendre des laveurs qui permettent d'éliminer la plupart des oxydes de soufre et d'azote ainsi que l'acide chlorhydrique. Une partie des espèces volatiles, comme le mercure et le cadmium, est rejetée dans l'atmosphère avec le fluor, le chlore et le brome. Les estimations des rejets mondiaux des centrales à charbon sont les suivantes : mercure 210 t/an, brome 22 000 t/an, fluor 320 000 t/an et chlore 990 000 t/an.
- Une étude de l'Agence européenne pour l'environnement montre que la production d'énergie est à l'origine de 30 % des émissions totales de PM10 (particules de moins de 10 microns de diamètre) en Europe. La production d'électricité dans des centrales à charbon est un émetteur important de PM10 et devrait donc être considérée comme une source significative de dommages pour la santé dans le monde entier, même dans les économies avancées. Les *Perspectives de l'environnement* de l'OCDE estiment que les émissions de PM10 ont, en 2000, causé la mort prématurée de 960 000 personnes soit 9,6 millions d'années de vie perdues dans le monde.
- Les concentrations de métaux lourds dans les cendres de charbon atteignent en moyenne 120 ppm et au maximum 375 ppm. Les cendres de charbon contiennent également de petites quantités de composés organiques cancérigènes comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques et la dioxine.
- La radioactivité moyenne des cendres de charbon varie de 157 Bq/kg au Royaume-Uni à 500 Bq/kg en Pologne. Des concentrations maximales de 2 900 Bq/kg ont été signalées. Dans certains pays, il est possible que les cendres de charbon aient une activité spécifique dépassant les niveaux de minimis nationaux qui s'y appliqueraient si ces cendres étaient prises en compte. Les résidus solides des centrales électriques au charbon qui ne sont pas recyclés (voir ci-dessous) sont généralement mis en décharge. Aux États-Unis, cela

représente des quantités avoisinant 85 Mt/an et en Europe 7 Mt/an, si l'on exclut les résidus de l'extraction minière.

- Les déchets radioactifs résultant de la production des centrales nucléaires se montent à 0,3 Mt/an de déchets FMA-VC et moins de 0,1 Mt/an de FMA-VL. La plupart des pays qui exploitent ces centrales possèdent des installations de stockage pour les déchets à vie courte mais n'en ont pas encore construit pour les FMA-VL. Les déchets de haute activité et le combustible usé, pour lesquels il n'existe pas encore de stockage, représentent 10 000 t/an.
- Aujourd'hui les déchets du démantèlement des centrales nucléaires représentent encore des volumes assez faibles. Toutefois, à supposer que la durée de vie de ces installations soit de 40 ans, 0,05Mt/an de déchets FMA-VC et 0,01 Mt/an de déchets FMA-VL seraient produits lors de leur démantèlement. Une partie de ces matériaux pourrait être recyclée et les déchets ultimes seraient majoritairement de très faible activité.

Valorisation des déchets par le recyclage

- Aux États-Unis, 35 % environ des déchets solides des centrales à charbon sont recyclés (46 Mt/an) tandis que, dans l'Europe des 15, ce chiffre avoisinait 88 % (53 Mt/an). Étant donné les grandes quantités de cendres de charbon utilisées pour remplacer des volumes significatifs de matières premières, la distinction entre un déchet et un produit n'est pas aussi claire qu'elle l'est pour les déchets radioactifs.
- Lorsqu'elles seront exploitables, les technologies de captage et de stockage du carbone pourront servir à recycler un peu de CO₂ pour extraire davantage de pétrole.
- Une partie du combustible nucléaire usé est recyclée pour en extraire l'uranium et le plutonium afin de fabriquer de nouveaux combustibles. Une partie des déchets contaminés, essentiellement ceux du démantèlement, est décontaminée et recyclée.

3.2 Changement climatique

L'électricité nucléaire et la production d'électricité dans des centrales à charbon avec captage et stockage du carbone (CSC) sont en général considérées comme des moyens de réduire le risque du dérèglement climatique. Les paragraphes qui suivent visent à une comparaison générale des deux technologies dans plusieurs domaines. Les références concernant les aspects du captage et du stockage du carbone évoqués ici figurent à l'annexe A3.3 et ne seront pas redonnées dans ce chapitre. Conformément à la pratique usuelle dans le milieu des spécialistes de la capture et du stockage du CO₂, le terme stockage est utilisé ici.

Impact climatique

- Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) estime que les techniques de CSC et l'énergie nucléaire sont toutes deux capables d'abaisser les émissions annuelles de gaz à effet de serre. Le GIEC calcule que l'adoption, dans les centrales à charbon, du captage et du stockage du carbone abaisserait les émissions de 0,49 Gt d'équivalent CO₂ d'ici 2030 ; l'énergie nucléaire contribuerait, elle, à une diminution supplémentaire de 1,9 Gt d'équivalent CO₂ par rapport aux 1,4 Gt d'équivalent CO₂ déjà comptabilisées dans le *World Energy Outlook 2009* de l'Agence internationale de l'énergie.

- On injecte du CO₂ dans les réservoirs de pétrole depuis plus de 40 ans pour augmenter la quantité de pétrole extrait, et cela sans que l'on n'ait pu noter de pertes de CO₂ sur cette période. Toutefois, la précision des mesures ne permet pas de tabler sur une rétention du CO₂ à long terme. Si des fuites se produisaient à long terme, l'impact sur le changement climatique serait retardé mais non éliminé. Pour les investisseurs, il sera capital de savoir dans quelle mesure ils seront responsables de la surveillance à long terme de ces stockages et de la compensation éventuelle en cas de fuites.
- Une centrale équipée d'un système de captage et de stockage du carbone consommera 10 à 40 % d'énergie de plus qu'une centrale équivalente dépourvue de ce système. Comme cette consommation supplémentaire produira elle-même du CO₂, une centrale équipée devrait réduire ses émissions atmosphériques de CO₂ de 80 à 90 %, comparée à une centrale sans CSC.

Aspects économiques

- De même que les centrales nucléaires, les systèmes de captage et de stockage du carbone nécessitent un investissement important. La technologie ne sera donc utilisable que par des gros producteurs de CO₂.
- Les estimations du GIEC montrent que le recours à ces systèmes majorera le coût de l'électricité de 22 à 60 %. En incluant dans le coût de l'électricité nucléaire les coûts de la gestion des déchets et du démantèlement, les réacteurs des générations III et III+ que l'on construit aujourd'hui sont concurrentiels avec des centrales à charbon auxquelles est imposée une faible réduction du carbone. Si on inclut dans le coût de l'électricité produite par des centrales à charbon le coût total d'un système de captage et de stockage du carbone, le charbon ne peut pas concurrencer le nucléaire.
- Les spécialistes sont d'avis que les coûts du stockage des déchets radioactifs, techniquement réalisable, ne majorerait pas de beaucoup les coûts pour les investisseurs (principalement parce que ces coûts seront supportés des décennies après la construction de l'installation), ni d'ailleurs pour les consommateurs. À l'inverse, les coûts du CSC, pour la plupart payés au moment de la construction, constituent une proportion substantielle des coûts totaux de la production électrique.

État de développement technologique

- Voilà une centaine d'années que l'on stocke du gaz naturel dans des formations souterraines et près de 40 ans que l'on injecte du CO₂ pour améliorer le rendement d'extraction du pétrole.
- Il n'existe qu'un seul projet opérationnel destiné à démontrer les techniques de captage et de stockage du carbone. Il s'agit d'une centrale à charbon de 30 MWe située près de Spremberg, en Allemagne, où on y collecte le CO₂ que l'on comprime et transporte par camion sur 350 km jusqu'à un champ gazier où il est injecté.
- Le programme *Zero Emission Fossil Fuel Power Plants* de l'Union européenne concernant les centrales thermiques classiques non polluantes vise à lancer jusqu'à 12 projets de CSC à grande échelle d'ici 2015 afin de démontrer la viabilité commerciale de la technique d'ici 2020.

- De nombreuses centrales nucléaires sont en service dans le monde. D'autres, y compris des centrales modernes des générations III/III+ sont en construction. La viabilité industrielle de ces centrales a été démontrée. Aucun stockage géologique de déchets de haute activité ou de combustible usé n'est encore en service et, pourtant, la faisabilité de cette technologie a été démontrée dans d'autres installations (WIPP, par exemple), par des recherches qui ont duré plusieurs décennies et aussi par des travaux dans des laboratoires de recherches souterrains.

Sûreté

- Les centrales à charbon avec captage et stockage du carbone et l'énergie nucléaire recourent, pour gérer leurs déchets, au stockage en formations géologiques. Dans le cas du nucléaire, les déchets se trouvent sous forme solide stabilisée et, pour le captage et le stockage, sous la forme d'un fluide supercritique. Les centrales à charbon avec captage et stockage du carbone, produiraient, par unité d'électricité, environ 40 000 fois plus de déchets à stocker dans des formations géologiques que le nucléaire, même dans l'hypothèse où il faudrait stocker en profondeur la totalité des déchets de faible et moyenne activité à vie longue.
- Les méthodes d'évaluation de la sûreté employées pour le captage et le stockage du carbone ont été mises au point pour le stockage des déchets radioactifs. L'industrie pétrolière recourt à des études de risques afin d'évaluer la sûreté de l'injection de CO₂ pour améliorer le rendement d'extraction du pétrole.
- Le stockage des déchets radioactifs allie des barrières ouvragées et les barrières naturelles pour confiner les radionucléides enrobés dans une matrice solide ; le captage et le stockage du carbone est une technique qui n'utilise que des barrières naturelles pour confiner le fluide supercritique, si l'on excepte le bouchon qui sert pour obturer le puits d'injection.
- Les répercussions à long terme du stockage des déchets radioactifs sont évaluées en fonction de seuils et contraintes numériques bien définis imposés par l'autorité de sûreté. Dans les études de risque du stockage et du captage du carbone, il n'existe pas de mesure universelle du détriment pour la santé. Pour de plus amples informations sur le sujet, se reporter à l'annexe A3.3 et aux documents qui sont cités en référence.

Réglementation

- Le captage et stockage du carbone étant une technologie nouvelle, sa réglementation évolue. La réglementation du stockage des déchets de haute activité et du combustible usé, bien qu'en gestation depuis de nombreuses années, continue elle aussi d'évoluer.
- La réglementation des États-Unis relative aux puits de stockage porte sur le site, la construction, le fonctionnement et la fermeture. Au cours des 30 dernières années, des fluides ont été injectés dans plus de 800 000 puits réglementés. Cette réglementation pourrait servir de base à celle du captage et du stockage du carbone.
- S'agissant de la gestion des déchets radioactifs, les conventions internationales définissent des principes communs. Les pays membres de l'AEN qui envisagent le stockage géologique incluent dans leurs programmes la mise en place d'une autorité de sûreté et d'un cadre réglementaire propres au stockage et de nombreux pays ont déjà défini une panoplie complète de critères de sûreté.

Démarche participative

- L'expérience de l'industrie nucléaire et de celle des déchets dangereux démontre que l'adhésion du public sera déterminante si l'on veut procéder au captage et au stockage du carbone. Aujourd'hui pourtant, l'adhésion du public ne fait pas partie du champ des projets de stockage du carbone les plus importants.
- L'opinion des organisations non gouvernementales (ONG) sur la technologie de captage et de stockage du carbone peut être illustrée par celle de l'association Les Amis de la Terre International qui classe tant le captage et le stockage du carbone que l'énergie nucléaire parmi les technologies non durables et par celle de *Greenpeace International* qui s'oppose à l'utilisation de ces techniques dans les centrales à charbon pour parer au changement climatique. L'annexe 3 contient des références aux déclarations de ces ONG.
- L'*Environment Agency* d'Angleterre et du Pays de Galles est, quant à elle, d'avis que l'on ne devrait autoriser la construction de centrales à charbon ou leur remplacement que si ces installations sont capables de capter et de stocker le dioxyde de carbone.
- Les programmes nationaux de stockage des déchets radioactifs ont montré que la confiance des spécialistes dans la sûreté du stockage géologique ne suffit pas à gagner celle du public ni son adhésion. De plus, la recherche et le choix de sites de stockage se sont révélés politiquement et socialement difficiles. Les réussites récentes démontrent l'intérêt de processus à la fois ouverts et transparents laissant aux parties prenantes suffisamment de temps pour s'engager effectivement.

Chapitre 4

RISQUE, PERCEPTION DU RISQUE ET ATTITUDES DU PUBLIC

Ni un panorama de la gestion des déchets radioactifs et dangereux (premier thème de l'étude) ni une comparaison entre les déchets résultant des diverses filières de production d'électricité (deuxième thème de l'étude) ne sauraient être complets sans une analyse des attitudes du public et de la perception du risque. Cette analyse est approfondie à l'annexe 4 et résumée dans le présent chapitre.

Dans toutes les activités ou presque, le risque et sa perception sont des facteurs importants que les gouvernements, mais aussi l'industrie et les consommateurs, doivent prendre en compte dans leurs décisions. L'acceptation du risque par la société ne dépend pas seulement d'évaluations scientifiques mais aussi de la perception que l'on a des risques et des avantages de l'activité concernée.

Les déchets radioactifs présentent bien évidemment un danger pour la santé humaine et l'environnement s'ils ne sont pas gérés correctement. De nos jours, le choix d'un emplacement de stockage des déchets radioactifs n'exige pas seulement que l'on ait trouvé une solution à des problèmes techniques, mais aussi que l'on ait pris en compte les valeurs et préoccupations de la population sachant que cette dernière peut avoir du mal à accepter ce type d'installation (aux niveaux local ou national, voire les deux). Pourtant, on connaît d'innombrables exemples de déchets dangereux (y compris les déchets présentant des caractéristiques de toxicité ou des risques biologiques) qui ont été stockés en toute sécurité pendant plusieurs dizaines d'années. Cela prouve, du moins en principe, qu'il est possible de stocker en toute sécurité des substances par essence dangereuses. Et de fait, plusieurs pays exploitent en toute sécurité des installations de stockage de déchets radioactifs (et, comme pour les déchets dangereux, le font depuis des décennies) même s'il ne s'agit encore que de déchets de faible et moyenne activité.

Pourtant, le stockage des déchets dangereux et radioactifs est partout source de polémique. Parvenir à convaincre le public de soutenir la construction d'installations de stockage bien conçues est déterminant pour la mise en place d'un stockage sûr. C'est pourquoi l'acceptation par le public des stockages de déchets joue un rôle croissant dans la procédure de décision. Le fait que l'on ait réussi à trouver des sites où stocker les déchets dangereux et non les déchets radioactifs soulève des interrogations quant aux différences dans la perception qu'a le public des risques liés à ces installations et quant à la perception de la nécessité ou de la valeur de l'industrie qui produit chacun de ces types de déchets. Ce facteur dépend pour beaucoup de la conviction du public que la nouvelle installation est dangereuse pour lui et pour l'environnement. Le public perçoit et estime l'acceptabilité du risque autrement que les spécialistes du domaine. Par conséquent, il est devenu impératif, lors du choix d'une installation de traitement ou de stockage de déchets d'apporter une véritable réponse aux inquiétudes, fondées ou non, des populations concernant les risques potentiels de l'installation.

4.1 Risque et perception du risque

On peut calculer le risque de manière objective, par des calculs scientifiques et techniques qui aboutissent souvent à des évaluations probabilistes du risque de décès des personnes exposées. Toutefois, cette démarche n'intègre pas le risque que pourraient ressentir les populations touchées et que l'on désigne par l'expression *risque perçu*. Le risque perçu est subjectif et dépend tant de l'information sur le risque évalué scientifiquement que de facteurs intervenant dans la perception individuelle et sociale du risque comme ceux portés sur le tableau 4.1. Au cours du processus qui conduira à la décision de lancer un projet d'infrastructure, qu'il s'agisse de la construction d'une route, d'un aéroport, d'une centrale nucléaire ou d'un stockage des déchets, toutes les parties concernées porteront (consciemment ou non) un jugement sur les risques (ou les avantages). En général, ce jugement se fonde, pour une diversité de raisons, sur un risque perçu plutôt que sur un risque évalué de manière scientifique. De cette perception découle alors directement l'attitude des intéressés à l'égard de la proposition. La façon dont leur perception du risque sera prise en compte déterminera la confiance qu'ils accorderont à leurs élus et aux maîtres d'œuvre des projets. Les installations nucléaires posent un problème supplémentaire dans la mesure où les parties prenantes n'ont pas nécessairement assez d'expérience personnelle pour pouvoir juger si les critères de sûreté sont acceptables, en particulier lorsque le risque est quantifié.

Tableau 4.1 : Exemples de facteurs intervenant dans la perception et l'acceptation du risque

Facteur	Le risque attribué à une activité sera perçu comme plus important ou l'acceptation du risque sera moindre quand cette activité est considérée comme :
Volonté	Non voulue ou imposée
Maîtrise	Sous le contrôle d'autrui
Familiarité	Inhabituelle
Équité	Répartie inégalement et de façon non équitable
Avantages	Présentant des avantages peu clairs ou douteux
Compréhension	Mal comprise
Incertitude	Relativement inconnue ou comportant une forte incertitude
Crainte	Suscitant la crainte, la terreur ou l'angoisse
Réversibilité	Ayant des effets négatifs potentiellement irréversibles
Confiance dans les institutions	Exigeant une intervention fiable des institutions
Implication personnelle	Qui met en danger personnellement et directement
Éthique/nature morale	Éthiquement contestable ou moralement inacceptable

Le tableau 4.1 montre que, dans la vie de tous les jours, une activité comme la conduite d'une automobile sera probablement associée à un risque moindre ou, en tout cas, considérée comme présentant un risque acceptable parce qu'elle est volontaire, que le conducteur en a la maîtrise, qu'il s'agit d'une activité courante qui présente des avantages évidents et que le mécanisme de la conduite est bien compris. Le risque est, en outre, réparti assez uniformément dans la population ; nombreux sont ceux qui utilisent leur automobile pour se déplacer, même si ce n'est pas souvent. L'inverse est généralement vrai d'une proposition d'installation d'un stockage radioactif à proximité d'un habitat : le risque perçu est alors plus élevé ou a moins de chance d'être jugé acceptable car cette installation et

le niveau de risque qu'elle présente échappent au contrôle de l'habitant, sont mal connus, peuvent être jugés inutiles et, ce qui est plus important, parce que l'habitant en question a le sentiment d'être, contre sa volonté ou de manière disproportionnée, exposé à ce qu'il considère comme un danger. Les déchets dangereux et les déchets radioactifs ont en commun des facteurs qui contribuent à accentuer la perception du risque. D'ailleurs ils sont, les uns comme les autres, jugés présenter des risques élevés par rapport à la majorité des autres activités de la société. Bien sûr, d'un point de vue statistique, la conduite d'une automobile présente un risque supérieur au fait d'habiter à proximité d'un stockage de déchets radioactifs. Mais ce n'est pas ce qui est perçu par la population et donc cela ne correspond pas au niveau d'acceptation par le public.

D'autres études comparent la perception du risque lié à différentes activités sociales en étudiant les réponses données par différents groupes aux États-Unis. C'est ainsi qu'est apparu le concept de *risque appréhendé* synonyme de la perception d'une absence de maîtrise, de la possibilité d'une catastrophe, de conséquences mortelles ou d'une répartition injuste des risques et des avantages (voir annexe A4.3). Dans ces études, l'énergie nucléaire et les déchets radioactifs pâtissent d'un jugement très défavorable du public peut-être parce que ces technologies complexes ne sont pas familières et incompréhensibles pour la plupart des citoyens et qu'ils n'en perçoivent pas les bénéfices dérivés comme nécessaires (puisque'il existe d'autres moyens de produire de l'électricité). Cette étude note également que le fait de partitionner un ensemble de dangers en sous-ensembles (par exemple, subdiviser l'énergie nucléaire en plusieurs activités : extraction minière, centrales nucléaires, stockage des déchets radioactifs, etc.) n'a que peu d'effet sur la perception du risque attribué à chacune des parties ou à l'ensemble ; le public tend à juger l'ensemble comme un tout.

La perception du risque qu'a le public est fortement corrélée au risque appréhendé. Plus fort est le risque appréhendé plus le public souhaite le voir réduit et exige pour ce faire une réglementation stricte. Par contre, l'évaluation numérique qu'en font les experts n'est pas liée à l'appréhension ; ils estiment le risque en termes de mortalité annuelle prévue. D'où des conflits entre les experts et le public qui définissent différemment ce concept. L'annexe 4 analyse les différences entre le risque et la perception que le public en a en comparant les conséquences d'accidents graves dans le secteur énergétique avec les attitudes et perceptions du public. Les accidents graves (définis comme faisant au moins 5 morts), sont l'aspect le plus controversé en terme de perception du public et de politiques énergétiques. Le tableau A4.2 résume les conséquences d'accidents graves survenus dans les filières énergétiques fossiles, hydraulique et nucléaire entre 1969 et 2000. Ce sont les filières fossiles du charbon et du pétrole qui ont enregistré le plus grand nombre de décès immédiats (20 276 et 20 218 morts respectivement, pays membres et non membres de l'OCDE confondus). Toutefois à cause de la rupture du barrage chinois de Banqiao/Shimantan en 1975, l'hydroélectricité les dépasse par le nombre de morts immédiates (29 938 morts dans l'ensemble des pays membres et non membres de l'OCDE).

Il apparaît que la perception qu'a le public du risque associé aux industries énergétiques, et en particulier des risques liés au nucléaire, ne dépend pas des conséquences des accidents graves qui se sont produits. L'annexe 4 (tableau A4.3) présente les conséquences des accidents survenus dans différentes filières énergétiques de façon à les comparer à la perception du risque qui transparaît dans les attitudes manifestées à l'égard des différentes sources d'énergie. Ces statistiques démontrent que le nucléaire est en fait l'une des technologies les plus sûres, mais ce n'est assurément pas ce que le public ressent. Si l'on évalue les conséquences des accidents graves dans le secteur énergétique en nombre de décès immédiats, de blessés et de personnes évacuées, l'énergie nucléaire ne se classe parmi les dix premiers que par le nombre d'évacués – dans le cas de *Three Mile Island* et de Tchernobyl.

Comme indiqué ci-dessus, le fractionnement des différents risques du nucléaire (selon qu'ils appartiennent à l'extraction d'uranium, à l'exploitation des centrales, au stockage des déchets

radioactifs, etc.) n'a que peu d'effet sur la perception du risque tant des différentes activités ainsi distinguées que de l'ensemble de la filière. Le public porte sur elles un jugement global. C'est pourquoi, la façon dont il perçoit le risque lié à la gestion des déchets radioactifs détermine son opinion sur les risques que présente globalement l'énergie nucléaire. De la même manière, son point de vue sur la sûreté du nucléaire peut se répercuter sur sa vision de la sûreté et de l'acceptabilité des solutions trouvées pour gérer les déchets. Pour le public, cette filière est dangereuse, même si les conséquences d'accidents graves dans le secteur énergétique prouvent le contraire.

4.2 Attitudes du public vis-à-vis de la gestion des déchets radioactifs

De nombreux sondages d'opinion ont révélé l'inquiétude ressentie à l'égard de la gestion des déchets radioactifs. Par exemple, à la question : « *Quels sont les deux principaux inconvénients de l'énergie nucléaire ?* », posée lors d'un sondage du ministère français de l'Industrie, au mois de juin 2007, 37 % des personnes interrogées ont répondu, la production et le stockage des déchets radioactifs. Un sondage d'opinion annuel réalisé auprès de jeunes slovènes a permis d'observer que 36 % des personnes interrogées considèrent le stockage du combustible usé comme le principal inconvénient de l'énergie nucléaire, avant le risque d'accident grave. La question des déchets radioactifs inquiète aussi beaucoup les Canadiens : une grande majorité d'entre eux (82 %) est d'avis qu'il ne faut pas construire de centrales nucléaires tant que l'on n'a pas résolu le problème du stockage des déchets radioactifs.

Les réponses fournies à d'autres questions lors d'un sondage Eurobaromètre de 2005 témoignent également de l'intensité de l'inquiétude que suscite le stockage des déchets radioactifs :

- 92 % des personnes interrogées sont d'avis qu'il faut aujourd'hui trouver une solution au problème du stockage des déchets de haute activité sans attendre les générations futures ;
- 81 % sont convaincues qu'il est politiquement impopulaire de prendre des décisions qui concernent la manipulation de déchets dangereux ;
- 79 % interprètent le report des décisions dans la plupart des pays comme le fait qu'il n'existe pas de manière sûre de stocker les déchets de haute activité¹.

L'annexe 4 contient de plus amples informations sur les sondages d'opinion réalisés.

Les résultats du sondage Eurobaromètre révèlent que 53 % des personnes interrogées estiment que les risques de l'énergie nucléaire dépassent ses avantages. Elles ne sont que 33 % d'avis contraire. Les personnes interrogées jugent le stockage des déchets radioactifs comme le principal risque lié à l'énergie nucléaire et 39 % d'entre elles seulement pensent qu'il peut être effectué en toute sécurité. Il était d'abord demandé : « *Êtes vous pleinement favorable, favorable, hostile ou totalement hostile à la production d'énergie dans des centrales nucléaires ?* » À cette question, 55 % des personnes répondaient qu'elles étaient hostiles à l'énergie nucléaire et 37 % favorables². Il était ensuite demandé

-
1. Un nouveau sondage Eurobaromètre a eu lieu depuis que ce rapport a été rédigé (voir http://ec.europa.eu/public_opinion/archives/ebs/ebs_297_en.pdf). Au cours des trois ans qui séparent les deux études, les opinions favorables au nucléaire ont globalement augmenté de quelques pour cent. Toutefois, le message du sondage de 2005 concernant les déchets radioactifs reste le même.
 2. Un sondage plus récent (2008) a même montré que les opinions favorables au nucléaire étaient passées de 37 à 44 % et les opinions défavorables de 55 à 44 %. Parmi les opposants, 39 % disent qu'ils changeraient d'opinion si la question des déchets radioactifs était résolue, 48 % ne varieraient pas dans leur opinion sur le nucléaire et 8 % estiment qu'il ne peut y avoir de solution sûre pour stocker les déchets radioactifs.

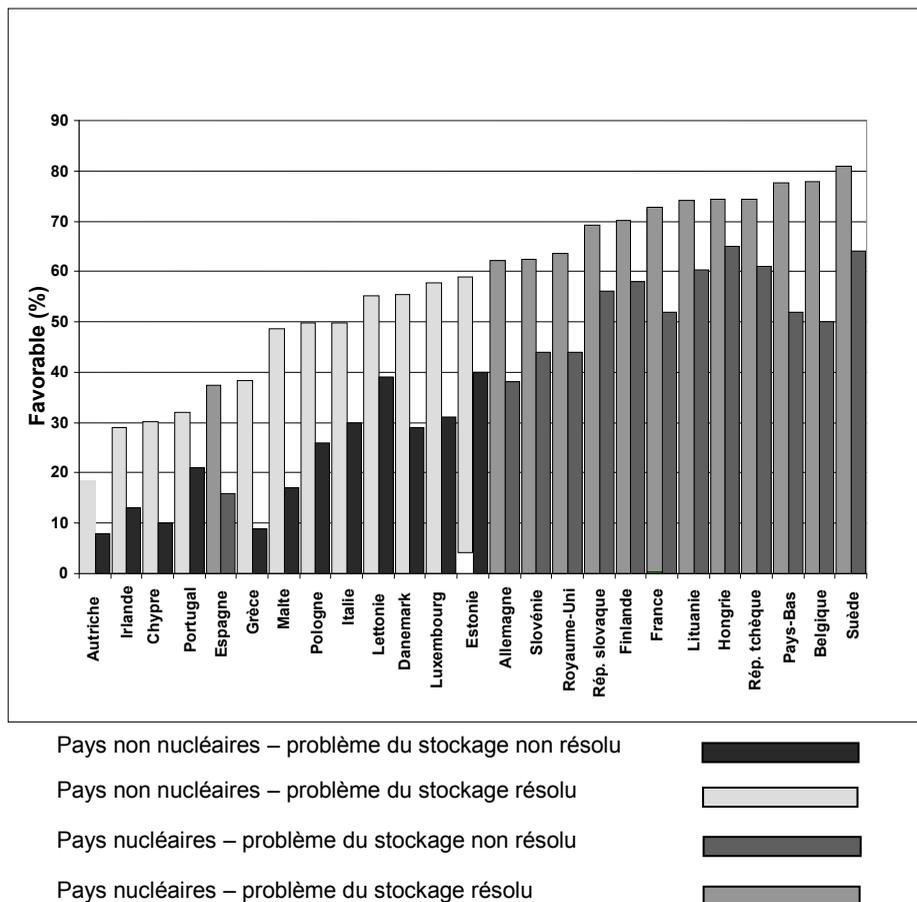
aux personnes hostiles à l'énergie nucléaire dans quelle mesure elles pourraient changer d'opinion si le problème des déchets radioactifs était résolu.

Les réponses à cette question ont montré que 38 % des adversaires de l'énergie nucléaire changeraient d'opinion si l'on parvenait à résoudre le problème des déchets radioactifs. Un peu plus de la moitié (57 %) des détracteurs du nucléaire y resteraient hostiles quand même. Les réponses sont reportées sur la figure 4.1 pays par pays.

Ces informations démontrent de manière éloquent l'importance de la perception des risques liés à la gestion des déchets radioactifs et ses répercussions tant sur les progrès de la mise en œuvre du stockage des déchets de haute activité et du combustible usé que sur l'acceptabilité de la poursuite ou du développement des programmes électronucléaires.

Il ressort de ces divers sondages que l'avenir du nucléaire dépend de la possibilité de gérer les déchets radioactifs, et notamment de les stocker, d'une manière que le public juge acceptable. À l'heure actuelle, le risque associé à la gestion des déchets radioactifs est perçu comme élevé. Toutefois, si le public constate que ces déchets peuvent être stockés en toute sécurité – par exemple grâce à la mise en service avec succès de plusieurs stratégies dans le monde – il est possible (mais en aucun cas certain) que le risque perçu diminue un jour, ce qui a été le cas pour certaines installations de gestion de déchets dangereux. Le fait qu'un pays parvienne à résoudre le problème des déchets radioactifs pourrait influencer positivement sur la perception qu'en ont les citoyens d'autres pays.

Figure 4.1 : Changement d'attitude des Européens vis-à-vis de l'énergie nucléaire si l'on parvenait à résoudre le problème des déchets radioactifs



Chapitre 5

CONCLUSIONS ET ENSEIGNEMENTS

Comme il est expliqué au chapitre 1, le propos de cette étude de l'AEN est d'offrir aux décideurs une perspective de la gestion des déchets radioactifs. L'étude inclut deux thèmes :

- une comparaison entre les déchets radioactifs et dangereux et entre leurs stratégies de gestion ;
- une comparaison entre les déchets de la production d'électricité dans les centrales à charbon et nucléaires.

Ce chapitre présente les conclusions de l'étude ainsi que certains de ses enseignements.

La section 5.1 récapitule les conclusions relatives au premier thème en examinant les similitudes et les différences dans la gestion et les stratégies de gestion des déchets radioactifs et des déchets dangereux. La section 5.2 expose les conclusions de l'analyse du deuxième thème, à savoir la comparaison entre les déchets de la production d'électricité dans les centrales à charbon et nucléaires. La section 5.3 essaie de tirer les enseignements de cette analyse.

5.1 Thème 1 – Similitudes et différences dans la gestion des déchets radioactifs et des déchets dangereux

Similitudes

Les pays membres de l'OCDE se sont dotés d'autorités compétentes et d'une réglementation stricte pour la gestion de ces deux types de déchets qui, sans aucun doute, est en général satisfaisante. Cette gestion comporte de nombreuses similitudes importantes.

Dans les pays de l'OCDE, l'étude a permis de relever les similitudes suivantes.

... au niveau international

- Accords sur les systèmes de classification et les définitions.
- Forte harmonisation et recommandations sur les pratiques de gestion.

... au niveau national

- Soumis à une législation et des normes étendues.
- Respect de la réglementation contrôlé par des instances administratives et des autorités spécifiques.

- Exigence de caractérisation complète du site de stockage pressenti avant son développement et des déchets avant leur traitement et/ou leur stockage.
- Il faut mettre en place une procédure d'autorisation de l'installation de traitement et de stockage imposant la réalisation et la vérification d'évaluations de la sûreté de sorte que la protection du public et de l'environnement puisse être raisonnablement garantie.

... sur la gestion et le stockage des déchets

- Ces déchets présentent, sur de longues périodes, des risques qui ne peuvent être totalement évités ; certains radionucléides ont de très longues périodes et certaines substances toxiques dans les déchets dangereux durent indéfiniment.
- La protection de la santé humaine et de l'environnement et la prise en compte des générations futures sont des éléments clé de leurs principes de gestion.
- Les politiques nationales de gestion de ces déchets reposent sur les mêmes principes de base.
- L'objectif principal est d'éviter ou de réduire la production de déchets à la source.
- Les déchets les moins dangereux sont régulièrement stockés dans des décharges ou des installations de surface ou de subsurface qui utilisent principalement des barrières ouvragées afin de limiter le préjudice pour la santé humaine et l'environnement.
- Le choix du site des installations de traitement et de stockage s'effectue par étapes auxquelles participent toutes les parties intéressées par la décision.

Différences

Il existe des différences importantes entre la gestion des déchets radioactifs et celle des déchets dangereux. Parmi celles identifiées dans l'étude on retiendra :

... caractéristiques

- Il existe des différences fondamentales entre les caractéristiques et, par conséquent, les stratégies de gestion des déchets dangereux (qui peuvent présenter des risques de nature très variée : inflammabilité, oxydation, corrosion, réactivité, explosion, toxicité ou écotoxicité) et les déchets radioactifs (dont le seul danger, globalement, est la radioactivité qui peut provoquer des cancers).
- La radioactivité décroissant avec le temps, les déchets radioactifs perdent de leur dangerosité continuellement (même s'il faut attendre très longtemps dans le cas de certains isotopes). Si l'on a les moyens de traiter efficacement bon nombre de déchets dangereux jusqu'à ce que le danger soit quasi nul, en revanche, certains déchets dangereux (métaux lourds) le restent à jamais.

... quantités et sources

- La production mondiale de déchets dangereux est actuellement environ 1 000 fois supérieure à celle de déchets radioactifs résultant de la production d'électricité nucléaire.
- Si l'on prend l'exemple des États-Unis, il existe environ 100 fois plus de gros producteurs de déchets dangereux que de producteurs de déchets radioactifs.

- Presque toutes les industries, mais aussi les ménages, produisent des déchets dangereux ; les déchets radioactifs ont, pour la plupart, un nombre très restreint de sources – principalement la production d'électricité.

... modes de gestion (traitements)

- Si la prévention, la réutilisation et le recyclage sont les priorités dans le cas des déchets dangereux, une minorité seulement de pays retraitent le combustible nucléaire usé pour recycler l'uranium et le plutonium qu'il contient. Certains pays recyclent et réutilisent les substances radiocontaminées ; d'autres ne le font pas en raison principalement des préventions du public.
- Dans les deux cas, l'objectif premier est d'éviter de produire des déchets. Ce qui n'est pas toujours possible. Dans le cas des déchets radioactifs, on cherche alors à concentrer et confiner puis à attendre que la radioactivité décroisse tandis que, pour les déchets dangereux, la stratégie première consiste à éliminer ou réduire le danger (incinération, traitement chimique, etc.). Le confinement est employé lorsque cette stratégie n'est pas applicable.
- Il existe un éventail de traitements (incinération notamment) qui souvent atténuent fortement le danger que présentent les déchets dangereux avant qu'ils ne soient stockés. Les dangers inhérents à la radioactivité ne peuvent être éliminés ou réduits par un traitement préalable au stockage bien que l'entreposage permette la décroissance des composants radioactifs à vie courte.
- Des déchets dangereux sont régulièrement transportés à travers les frontières des pays de l'OCDE et, dans une moindre mesure, dans le monde, pour leur faire subir des traitements spécialisés ou exploiter des installations de stockage adaptées à certains flux particuliers. Les déchets radioactifs franchissent très peu les frontières, excepté dans de rares cas pour le retraitement du combustible usé.

... coûts

- Les coûts unitaires de la gestion des déchets dangereux sont largement inférieurs à ceux de la gestion des déchets radioactifs.
- La gestion des déchets dangereux est généralement une activité industrielle avec règlement immédiat des services rendus ; dans le cas des déchets radioactifs, des fonds sont constitués avec les recettes de la vente d'électricité afin de financer le stockage ultérieur.

... facteurs déterminant le rythme de mise en place du stockage

- De nombreux stockages de déchets dangereux, dont des dépôts en formations géologiques, ont été aménagés et autorisés dans le monde. Il existe également un petit nombre de stockages souterrains de déchets de faible et moyenne activité en service, mais pas de stockage en formation géologique pour les déchets de haute activité et le combustible usé.
- La communauté scientifique s'accorde pour dire que le stockage dans des formations géologiques stables est le meilleur moyen de gérer à long terme les déchets radioactifs à vie longue. Le stockage en formation géologique n'est pas, en général, l'option privilégiée dans le cas des déchets dangereux solides. Toutefois, contrairement aux déchets radioactifs, certains flux substantiels de déchets toxiques ont été stockés dans des formations géologiques profondes ; certains pays emploient aujourd'hui ce type de stockage.

- Dans la plupart des cas, ce sont les forces du marché qui incitent à aménager sans tarder des installations de gestion des déchets dangereux, conditions qui n'existent pas pour les déchets radioactifs.
- Le choix d'un site et l'aménagement d'un stockage de déchets dangereux relèvent généralement d'instances régionales ou locales, tandis que le stockage des déchets radioactifs (en particulier, s'il s'agit de déchets de haute activité et du combustible usé) est du ressort des autorités nationales et il fait même l'objet de discussions internationales.
- La gestion des déchets radioactifs se distingue par une forte présence de l'État, contrairement à la gestion des déchets dangereux pour laquelle une diversité de cadres organisationnels est en place et qui est une activité essentiellement commerciale.
- La sûreté des sites de stockage de déchets radioactifs est généralement évaluée en fonction de limites ou d'objectifs de risque prédéfinis, les évaluations étant traditionnellement effectuées pour des périodes pouvant atteindre un million d'années, dans le cas des déchets de haute activité et du combustible usé et des déchets de faible et moyenne activité à vie longue ; les installations souterraines de stockage de déchets dangereux dans des formations salines sont en général évaluées sur des périodes plus courtes, de 10 000 à 50 000 ans, ce qui est le cas des installations allemandes, par exemple.
- Le temps nécessaire à la mise en œuvre des installations de gestion des déchets dangereux est généralement beaucoup plus court que celui des stockages de déchets radioactifs. La démonstration de la sûreté et de la faisabilité du stockage en formation géologique des déchets de haute activité et du combustible usé a nécessité de coûteux travaux de R-D (avec, parfois, la construction de laboratoires souterrains de recherche) durant, souvent, 20 ou 30 ans. Les travaux de R-D correspondants entrepris pour la gestion des déchets non radioactifs les plus dangereux ont coûté moins cher et duré moins longtemps.
- Certains pays ont adopté le concept de récupérabilité pour le stockage des déchets radioactifs en formations géologiques pour pouvoir faire face à des événements imprévus. S'agissant des déchets dangereux, la récupérabilité vise principalement à récupérer des ressources valorisables entreposées dans des installations de surface ou de subsurface.
- Bien que l'adhésion sociale et politique au stockage des déchets dangereux soit difficile à conquérir, elle l'est cependant moins que pour le stockage en formations géologiques des déchets radioactifs.

5.2 Thème 2 – Similitudes et différences entre la gestion des déchets des centrales à charbon et nucléaires

En 2007, près de 40 % de l'électricité dans le monde étaient produits dans des centrales à charbon et 15 % dans des centrales nucléaires. Le charbon existant en abondance, il continuera d'être employé, et les projections montrent que sa consommation devrait augmenter fortement avec la demande d'énergie mondiale. À l'échelle de la planète, le charbon et l'énergie nucléaire devraient donc figurer parmi les principales sources de production d'électricité en base à l'avenir.

Les principales similitudes et différences révélées par cette étude entre la gestion des déchets de la production d'électricité dans des centrales à charbon et dans des centrales nucléaires sont présentées ci-dessous. Contrairement aux paragraphes précédents, où l'on a pu noter un nombre considérable de similitudes entre les déchets radioactifs et les déchets dangereux, les analogies dans ce cas sont rares.

... quantités de déchets

- Globalement, les centrales à charbon génèrent 300 fois plus de déchets par unité d'énergie produite que les centrales nucléaires.
- Déchets de la production d'électricité par des centrales à charbon :

– cendres	0,6 Gt/an	(90 kt/TWh)
– CO ₂	10,5 Gt/an	(1 600 kt/TWh)
– extraction minière	20 Gt/an	(3 000 kt/TWh)
- Déchets de la production électronucléaire :

– totalité des déchets radioactifs solides (hors extraction et traitement du minerai)	0,005 Gt/an	(0,2 kt/TWh)
– déchets de haute activité et combustible usé	0,000010 Gt/an	(0,004 kt/TWh)
– extraction minière	<0,05 Gt/an	(<15 kt/TWh)

... propriétés et stockage des déchets

- Dans la plupart des pays, les déchets de la production d'électricité des centrales à charbon ne sont pas considérés comme dangereux, contrairement aux déchets de la production électronucléaire.
- À la différence des déchets de la production électronucléaire, la plupart des résidus de la production des centrales à charbon sont rejetés directement dans l'environnement. Les effets climatiques des émissions de CO₂ des centrales thermiques classiques sont un motif de préoccupation planétaire ; les polluants atmosphériques associés à la production d'électricité dans des centrales à charbon contiennent un mélange d'espèces dangereuses pour la santé et l'environnement.
- Dans la grande majorité des pays, les déchets solides de la production des centrales à charbon peuvent tous être mis en décharge. En général, près de la moitié des déchets solides des centrales nucléaires peut être stockée dans des décharges relativement simples. Les déchets de haute activité et le combustible usé représentent environ 2 % des déchets de la production électronucléaire ; pour eux, il n'existe pas pour l'instant d'installation de stockage.

... recyclage des déchets pour les valoriser

- Une large fraction des résidus solides de la production d'électricité dans des centrales à charbon est recyclée. Une partie du combustible nucléaire usé est également recyclée pour en extraire l'uranium et le plutonium et fabriquer ensuite du combustible. Dans la mesure où beaucoup de cendres de charbon sont recyclées, la frontière entre un déchet et un produit est beaucoup plus floue que dans le cas des déchets radioactifs.

... impact sur le changement climatique

- Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) juge tant le captage et le stockage du carbone que l'énergie nucléaire capables de réduire les émissions annuelles de gaz à effet de serre, les centrales à charbon avec CSC de 0,49 Gt d'équivalent CO₂ d'ici 2030, et les centrales nucléaires de 1,9 Gt d'équivalent CO₂ de plus que les 1,7 Gt

d'équivalent CO₂ déjà prévus par l'Agence internationale de l'énergie. L'analyse du GIEC montre que l'on aura besoin d'une grande quantité de CSC et de nucléaire pour atteindre les objectifs requis en terme de changement climatique.

- Compte tenu de la consommation d'énergie des équipements de captage et stockage du carbone, une centrale qui en serait équipée devrait abaisser les émissions atmosphériques de CO₂ d'environ 80 à 90 % par rapport à une centrale sans CSC.

... aspects économiques

- À l'instar de la production électronucléaire, la production d'électricité dans une centrale à charbon équipée de systèmes de captage et de stockage du carbone exige un investissement économique important.
- Les estimations montrent que ces techniques de captage et de stockage renchériraient le coût de la production d'électricité de 22 à 60 %. Les réacteurs de génération III/III+ produisent à des coûts à peu près équivalents à ceux des centrales à charbon qui respectent des limites modestes d'émissions de carbones et donc n'intègrent pas le coût complet de systèmes de captage et de stockage.

... état de développement technologique

- La viabilité industrielle de l'électronucléaire et des centrales à charbon sans captage et stockage du carbone a été démontrée. Si la faisabilité technique et économique du stockage géologique des déchets radioactifs de la production électronucléaire est internationalement reconnue, celle des techniques de captage et de stockage n'a pas encore été prouvée.
- Il existe un seul projet opérationnel destiné à faire la démonstration des techniques de captage et de stockage dans une centrale à charbon de 30 MWe. Un très grand nombre de centrales nucléaires sont en service et d'autres, dont les centrales nucléaires de génération III/III+ les plus modernes, sont en chantier. En outre, certains pays membres de l'OCDE, comme la Suède et la Finlande, ont entrepris de construire des stockages géologiques pour les déchets de haute activité.

... sûreté

- Le CO₂ n'est pas considéré comme un déchet dangereux, mais les centrales à charbon équipées de systèmes de captage et de stockage du carbone, de même que les centrales nucléaires, utilisent comme mode de gestion de leurs déchets le stockage en formations géologiques. Toutefois, les centrales à charbon équipées de ces systèmes de CSC produiraient, par unité d'électricité, 40 000 fois plus de déchets, qu'il faudrait ensuite stocker dans ces formations, que les centrales nucléaires.
- Les déchets sortant des systèmes de captage et de stockage du carbone seraient stockés dans un volume géologique beaucoup plus grand, sous forme de fluide supercritique confiné par des barrières naturelles uniquement tandis que les déchets de l'électricité nucléaire seraient stockés sous forme solidifiée et enrobée et confinés à la fois par des barrières ouvragées et naturelles.

... réglementation

- La réglementation du captage et du stockage du carbone et, dans une bien moindre mesure, du stockage des déchets de haute activité et du combustible usé continue d'évoluer. Pour ces derniers, il existe d'ores et déjà un régime international et des principes directeurs bien établis, et de nombreux pays de l'OCDE se sont dotés de normes de sûreté.
- Pour les investisseurs, il est capital de savoir dans quelle mesure ils seront responsables de la surveillance du site à long terme et des mesures de remédiation éventuellement nécessaires.

... démarche participative

- Aujourd'hui la question de l'adhésion du public n'est pas dans le cadre des plus importants projets de stockage du CO₂, alors qu'elle revêt une importance primordiale pour l'industrie nucléaire et l'industrie des déchets dangereux.
- Les plus importantes organisations non gouvernementales internationales qui s'occupent d'environnement sont assez hostiles tant aux systèmes de captage et de stockage du carbone qu'à l'énergie nucléaire.

5.3 Enseignements

Bon nombre des différences qui existent entre les modes de gestion des deux types de déchets proviennent de disparités importantes dans la nature des déchets et leurs propriétés. De ce point de vue, les possibilités de transférer aux déchets radioactifs l'expérience acquise avec les déchets dangereux sont donc assez limitées.

Le fait qu'il existe de nombreuses installations de stockage de déchets dangereux dans le monde suggère que des facteurs efficaces, économiques et autres, favorisent la mise en œuvre de stratégies de gestion pour ces déchets.

Parmi ces facteurs on peut noter :

- La grande quantité de déchets dangereux que produit notre société signifie qu'il a été crucial de prendre des décisions pour la mise en œuvre d'installations de gestion de ces déchets à temps pour ne pas bloquer les capacités industrielles nationales. Donc, des impératifs nationaux clairs, économiques et, par conséquent, politiques existaient pour mettre en œuvre des procédés de gestion des déchets dangereux tout en respectant une réglementation sévère. Comme les volumes de déchets radioactifs sont assez limités, et qu'historiquement l'industrie nucléaire a réussi à les gérer en toute sécurité dans des entrepôts de surface, les mêmes impératifs n'existaient pas et cela explique peut-être pourquoi la mise en œuvre des stockages de déchets radioactifs est bien plus lente. L'existence d'autres modes de production d'électricité est également susceptible d'avoir réduit le sentiment de l'importance de l'énergie nucléaire et donc l'urgence à trouver une solution pour stocker les déchets. Cette vision des choses semble changer un peu avec la montée de l'inquiétude que suscite le changement climatique.
- Parce que les déchets dangereux sont produits par de très nombreuses petites et grandes entreprises et que leur gestion est soumise à une réglementation sévère, il existe des marchés pour leur traitement et leur stockage. Ce qui n'est pas le cas des déchets radioactifs que les producteurs traitent normalement eux-mêmes et, dans certains cas, entreposent sur leurs propres sites en vue d'un stockage ultérieur direct.

- Certains déchets organiques dangereux peuvent présenter un risque significatif d'incendie ou d'explosion s'ils ne sont pas soumis rapidement à un traitement. Il y va donc de l'intérêt commercial du producteur lui-même de les faire traiter et de les gérer. Parfois, il est possible de recycler les déchets dangereux ou d'en récupérer l'énergie. Aucune de ces remarques ne s'applique aux déchets radioactifs. Non seulement il n'existe, en général, pas d'incitation financière (du moins dans le système économique actuel) à récupérer et recycler les déchets entreposés, mais ces déchets ne présentent normalement pas de risque d'incendie.

Bien que ces techniques soient encore balbutiantes, il semblerait que le captage et le stockage du carbone se trouvent dans une situation analogue pour ce qui est des incitations économiques (voir annexe 3). Une méthodologie a été élaborée pour en mesurer les effets sur les émissions de gaz à effet de serre. Elle permet aux pays de comptabiliser les réductions des émissions ainsi obtenues et constitue une base pour leur intégration aux marchés de quotas d'émission. En 2008, le système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre de l'Union européenne a autorisé les échanges de réductions d'émissions dues à l'installation de systèmes de captage et de stockage du carbone. La possibilité de tirer un bénéfice de la réduction des émissions de CO₂ paraît en effet un préalable essentiel au développement de ces techniques.

Un autre facteur important expliquerait pourquoi les décisions sont moins difficiles lorsqu'il s'agit de gérer des déchets dangereux : le public considère que c'est moins risqué. Cette étude a permis d'identifier ce facteur mais non d'en déterminer les raisons. L'une d'elles serait le fait que le public est plus habitué aux déchets non radioactifs. Pour les besoins de leur gestion, on classe comme déchets dangereux de nombreux appareils ménagers tels que des pièces de réfrigérateurs, les tubes fluorescents et les batteries ainsi que des produits chimiques potentiellement toxiques, comme les produits de protection du bois et les pesticides. Par conséquent, le public est familiarisé avec de multiples formes de déchets dangereux. On ne peut pas en dire autant des déchets radioactifs produit en petites quantités et gérés sur un nombre de sites assez limités.

La conscience que la gestion de grandes quantités de déchets dangereux est la conséquence d'activités économiques indispensables à la survie d'une société industrielle moderne apporterait un autre élément d'explication. En général, le public souhaite conserver le mode de vie que la société industrielle lui assure, et il est donc prêt à accepter les risques liés aux déchets dangereux. Comme il existe d'autres solutions que le nucléaire pour produire de l'électricité, son attitude vis-à-vis des risques liés aux déchets radioactifs est tout autre.

Pour la plupart, l'énergie nucléaire est une technologie complexe difficile à comprendre. Un sondage Eurobaromètre effectué en 2005 montre que le stockage des déchets radioactifs est perçu par un bon nombre de citoyens européens comme une raison importante de refuser l'énergie nucléaire. Une majorité des citoyens de 16 des 25 pays que comptait à l'époque l'Union européenne a répondu au sondage qu'elle serait favorable à l'énergie nucléaire si l'on parvenait à résoudre le problème des déchets. Dans huit pays seulement, la majorité des citoyens était prête à soutenir le nucléaire même si le problème des déchets n'était pas résolu. De plus, 92 % des Européens sont d'avis qu'il faut trouver dès aujourd'hui une solution pour les déchets de haute activité et ne pas laisser aux générations futures le soin de le faire et 79 % sont convaincus que le report des décisions dans la plupart des pays signifie qu'il n'existe pas de méthode sûre de stockage des déchets fortement radioactifs.

Ces données montrent sans ambiguïté l'importance de la perception des risques liés à la gestion des déchets radioactifs et son impact sur les progrès de la mise en œuvre du stockage de déchets de haute activité et du combustible usé et sur l'opinion des populations concernant la poursuite ou le développement de l'électronucléaire. L'énergie nucléaire devrait donc être mieux acceptée lorsque l'on aura construit des stockages de déchets de haute activité et du combustible usé.

Annexe 1

ASPECTS STRATÉGIQUES DE LA GESTION DES DÉCHETS RADIOACTIFS

L'objet de cette annexe est de présenter les principes et pratiques de gestion des déchets radioactifs ainsi que l'expérience que l'on en a. Elle s'adresse principalement aux décideurs qui connaissent un peu le sujet.

Elle commence par décrire les principaux types de déchets radioactifs et en préciser les quantités. La section A1.2 résume les principes qui gouvernent la gestion des déchets ainsi que leur évolution tandis que la section A1.3 est consacrée aux caractéristiques des dangers et risques que présentent ces matières pour la santé humaine et l'environnement. La section A1.4, quant à elle, décrit les solutions de stockage des déchets radioactifs qui ont été adoptées ou sont prévues. Deux aspects seront considérés : les technologies de stockage et les moyens de financer leur mise en œuvre. Pour s'assurer de la sûreté et de la faisabilité des options de stockage, on a besoin d'un cadre juridique et institutionnel solide. Le lecteur trouvera à la section A1.5 une description de cadres juridiques et institutionnels couramment adoptés avec la définition des rôles et responsabilités des principaux acteurs.

Pour la gestion des déchets radioactifs, la sûreté est primordiale et exige une attention particulière. La philosophie et la méthodologie qui président à l'évaluation de la sûreté de stockages feront l'objet de la section A1.6. La section A1.7 traite des diverses étapes et considérations qui interviennent dans l'élaboration et la mise en place de solutions de stockage tandis que la section A1.8 est consacrée aux défis que l'on prévoit pour l'aménagement de futures installations de stockage.

En raison de différences culturelles, sociales et géographiques, les chemins parcourus pour la mise en œuvre de solutions de stockage nationales sont variés. Malgré cela, la recherche de la sécurité et de la sûreté est au centre de toutes ces solutions. Il existe, en outre, un cadre international sur lequel se fondent le contrôle réglementaire et la mise en œuvre du stockage au niveau national. C'est principalement à ce cadre établi dans des enceintes internationales (par exemple, l'AIEA et l'AEN) que fait référence cette annexe. Il est fait référence à certains pays et à leurs installations afin d'illustrer des aspects importants de la gestion des déchets radioactifs.

Cette annexe ne traite pas de la perception qu'a le public de la gestion des déchets radioactifs ni de l'importance de sa participation et de celle des autres parties intéressées au processus de décision. Ce sont des sujets capitaux pour la gestion des déchets qui ont été amplement étudiés par l'AEN. Ils font l'objet du chapitre 4 et de l'annexe 4 de ce rapport.

A1.1 Définition, classification et quantités de déchets radioactifs

Définition

L'AIEA a défini les déchets radioactifs comme « des matières contenant des radionucléides ou contaminées par des radionucléides dont la concentration ou l'activité sont supérieures aux niveaux de libération fixés par l'organisme de réglementation et pour lesquelles on ne prévoit pas d'utilisation ».

La plupart des déchets radioactifs des activités civiles découlent de la production électronucléaire, mais un large éventail d'autres activités dont la médecine, l'agriculture, la recherche, l'industrie et l'enseignement utilisent des radioisotopes et produisent des déchets radioactifs.

Classification

Il existe plusieurs classifications utilisables pour décrire les déchets radioactifs. On peut se référer à leur état physique (les déchets radioactifs peuvent être sous forme solide, liquide ou gazeuse) ou à leur teneur isotopique et leur concentration. Le type de rayonnement (alpha, bêta et gamma) émis par les radioisotopes prépondérants dans les déchets est un autre critère de classement qui définit le niveau de protection nécessaire. Il existe d'autres formes de classement qui font référence à la période¹ des principaux radionucléides présents dans des déchets donnés.

Le système adopté par l'AIEA, qui recueille le plus de suffrages dans la communauté internationale, associe le type de rayonnement émis, l'activité des déchets et leur période, ce qui fournit une méthode de classement simple qui distingue les grandes catégories qui suivent (AIEA, 1994)² :

- Les déchets exemptés, dispensés de contrôles réglementaires, car le risque radiologique est négligeable.
- Les déchets de faible et moyenne activité (FMA) dont la radioactivité est supérieure à celle des déchets exemptés et la puissance thermique inférieure à 2 kW/m^3 . L'AIEA distingue deux sous-catégories de FMA :
 1. les déchets à vie courte (FMA-VC) qui contiennent principalement des radionucléides à vie courte mais aussi des concentrations de radionucléides à vie longue (y compris des émetteurs alpha à vie longue) limitées à une moyenne totale de 400 Bq/g par colis de déchets³ ;
 2. les déchets à vie longue (FMA-VL) qui contiennent des radionucléides à vie longue à des concentrations qui dépassent les limites fixées pour les déchets à vie courte.
- Les déchets de haute activité (HA) qui contiennent des radionucléides à des concentrations suffisamment fortes pour produire une quantité de chaleur supérieure à 2 kW/m^3 et dont l'activité se situe normalement entre 5×10^4 et $5 \times 10^5 \text{ TBq/m}^3$.

Trois catégories échappent à la classification des déchets radioactifs et correspondent aux matières suivantes :

- Les résidus d'extraction et de traitement des minerais produits lors de l'extraction de l'uranium et d'autres matières premières qui contiennent des radionucléides d'origine naturelle.

-
1. Tout élément radioactif a une période qui le caractérise ($t_{1/2}$) et qui correspond au temps nécessaire pour qu'il ait perdu par désintégration la moitié du nombre initial de ses atomes. Dans sa classification, l'AIEA distingue deux sortes de déchets radioactifs : les déchets à vie courte, dont l'activité prédominante est déterminée par des radionucléides de période $t_{1/2} < 30$ ans et les déchets à vie longue d'une période $t_{1/2} > 30$ ans.
 2. À la fin du mois de novembre 2008, après la rédaction de ce document, l'AIEA a publié un nouveau projet de Guide de sûreté (DS390) distinguant 6 catégories de déchets radioactifs.
 3. Bien que l'AIEA ne l'ait pas encore adoptée, une nouvelle catégorie de déchets, les déchets de très faible activité (TFA), qui font partie des FMA-VC, est employée par plusieurs pays (l'Espagne, la France et la Suède) et recouvre les déchets à vie courte qui contiennent des émetteurs alpha d'activité spécifique très faible, généralement inférieure à 10 Bq/g .

- La contamination de l'environnement : milieux radio-contaminés tels que les sols et les eaux souterraines.
- Le combustible nucléaire usé (combustible déchargé d'un réacteur après avoir été irradié et avoir produit la quantité d'énergie pour laquelle il a été conçu) est considéré soit comme une ressource (parce qu'il contient encore de l'uranium non consommé et du plutonium utilisable) soit comme un déchet suivant la stratégie de gestion que le pays a choisie⁴.

Même si ces matières ne sont pas toujours intégrées à une classification des déchets radioactifs, leur gestion et, le cas échéant, leur stockage sont néanmoins soumis à des contrôles et des exigences réglementaires.

Quantités de déchets

Production cumulée

L'AIEA a constitué et lancé une base de données Internet sur la gestion des déchets (NEWMDB)⁵ (AIEA, 2007b). L'AIEA a estimé l'inventaire cumulé des déchets radioactifs dans le monde en 2005 à l'aide de cette base de données et de sources d'information publiées pour les pays qui ne participaient pas à cette date à cette base.

Les données ainsi recueillies sur les quantités et catégories de déchets radioactifs concernent 43 importants pays producteurs de déchets (dont la liste figure au tableau A1.1) et sont jugées capables, pour les besoins de cette étude, d'indiquer l'ordre de grandeur de la production cumulée des déchets radioactifs dans le monde.

L'inventaire total des déchets radioactifs produits dans le monde jusqu'en 2005 a été reporté sur le tableau A1.2. Il indique les quantités totales entreposées et stockées en fonction de la catégorie et de l'origine des déchets. Ce tableau a été établi d'après les données de la base NEWMDB de l'AIEA.

Le tableau A1.2 montre qu'environ 26 millions de m³ de déchets radioactifs ont été produits dans le monde jusqu'en 2005. Sur ce total cumulé, 20 millions de m³ ont été stockés et 6 millions entreposés. On notera que ces chiffres recouvrent les déchets des programmes militaires et d'activités autres que la production d'électricité. Les déchets des programmes militaires et d'autres applications ne relèvent pas de ce rapport mais sont présentés ici dans un souci d'exhaustivité. La rubrique « démantèlement/réaménagement » ne distingue pas entre déchets militaires et déchets civils. Un examen plus approfondi de la base NEWMDB révèle que la plus grande partie de ces déchets a été

-
4. On utilise, pour le combustible nucléaire usé, deux stratégies de gestion différentes. Dans le cycle fermé, le combustible est retraité afin de récupérer les matières utilisables pour fabriquer du combustible neuf. Dans le cycle ouvert, le combustible usé est considéré comme un déchet et entreposé en attendant son stockage. En 2009, la Chine, la Fédération de Russie, la France, l'Inde, le Japon, les Pays-Bas et le Royaume-Uni retraitaient la majeure partie de leur combustible usé, tandis que l'Allemagne, la Belgique, le Canada, les États-Unis, la Finlande et la Suède avaient opté pour le stockage direct (mais depuis 2009 les États-Unis étudient d'autres approches pour leur programme de gestion des déchets). D'autres pays n'ont pas encore arrêté leur stratégie. Ils entreposent actuellement leur combustible usé et se tiennent au fait des progrès accomplis dans les deux voies possibles.
 5. La base NEWMDB contient des informations sur les programmes de gestion, les inventaires de déchets radioactifs, le stockage de ces déchets, les lois et la réglementation pertinentes, les politiques, projets et activités des différents pays. Le premier cycle de collecte de données a eu lieu au mois de mars 2002 (et il portait sur des statistiques de 2000). Depuis 2003, la collecte des données est faite annuellement.

comptabilisé par les États-Unis qui ont exécuté d'importants programmes de décontamination de sites militaires. On remarquera aussi qu'une très forte proportion des déchets de haute activité entreposés est constituée de déchets produits dans le cadre d'activités militaires.

Tableau A1.1 : Pays ayant contribué à la constitution de la base NEWMDB en 2005

Afrique du Sud*	États-Unis	Pays-Bas
Allemagne	Fédération de Russie*	République de Corée*
Argentine	Finlande	République islamique d'Iran
Australie*	France** (statistiques 2004)	République slovaque
Belgique	Hongrie	République tchèque
Brésil	Indonésie	Philippines
Bulgarie	Irlande	Roumanie
Canada	Italie	Royaume-Uni** (données 2006)
Chili	Japon	Slovénie
Chine** (donnés préliminaires 2006)	Koweït	Suède
Croatie	Lituanie	Suisse
Cuba	Malaisie	Thaïlande
Équateur	Mexique	Turquie
Estonie	Norvège	Ukraine
Espagne		

* Pour les pays en question : Commonwealth d'Australie, 2005 ; ministère des Sciences et de la Technologie, République de Corée, 2006 ; Fédération de Russie, 2006.

** Date des données autre que 2005.

Rythme annuel de production de déchets du secteur électronucléaire

Sur le tableau A1.2, on a porté la production cumulée de déchets FMA sur des dizaines et des dizaines d'années. L'AIEA fournit des statistiques sur les quantités de déchets FMA produits chaque année par l'électronucléaire. Ces données ont été reportées sur le tableau A1.3 pour l'année 2000 (AIEA, 2007a).

Le tableau A1.3 montre que l'on produit environ 0,15 million de m³ de déchets de faible et moyenne activité chaque année dans les centrales nucléaires du monde.

La base de données NEWMDB offre la possibilité d'inclure dans ces statistiques les déchets des installations du cycle du combustible civil qui desservent ces réacteurs. Les statistiques de 2005 donnent 22 x 10⁶ m³ de déchets de faible et moyenne activité à vie courte (FMA-VC), dont 10 % environ imputables à la production d'électricité, soit 2,2 x 10⁶ m³. Quant aux FMA-VL, ils représentent 3,2 x 10⁶ m³, dont à peu près 20 %, soit 0,64 x 10⁶ m³, peuvent être rattachés à la production électrique. Le document AIEA 2007a cite la valeur donnée par *Nucleonics Week* pour la production électronucléaire totale en mars 2005, à savoir 5 402 GWe-an. En moyenne, par conséquent, la production annuelle de FMA-VC se monte à 407 m³/GWe, contre 118 m³/GWe pour les FMA-VL, ce qui porte la production totale annuelle de FMA, toutes catégories confondues, aux alentours de 530 m³/GWe.

Tableau A1.2 : Inventaires cumulés de déchets radioactifs de tous les pays, 2005*

Classe et origine des déchets	Déchets entreposés (m³ x 1 000)	Déchets stockés (m³ x 1 000)
FMA-VC	2 288	19 704
Démantèlement/réaménagement	1 349	14 820
Programmes militaires	90	2 545
Fabrication/enrichissement du combustible	127	327
Indéterminé/inconnu	55	32
Applications nucléaires	171	427
Exploitation des réacteurs	357	1 290
Retraitement	138	262
FMA-VL	3 103	98
Démantèlement/réaménagement	2 326	35
Programmes militaires	76	48
Fabrication/enrichissement du combustible	21	0,09
Indéterminé/inconnu	28	1,4
Applications nucléaires	56	2,8
Exploitation des réacteurs	550	11
Retraitement	44	–
HA	366	0,01
Démantèlement/réaménagement	6	–
Programmes militaires	356	–
Fabrication/enrichissement du combustible	0,02	–
Indéterminé/inconnu	0,01	–
Applications nucléaires	0,3	–
Exploitation des réacteurs	0,7	0,01
Retraitement	3	–
Total	5 757	19 802

* Sont inclus dans les totaux figurant sur le tableau A1.2 les inventaires cumulés de déchets radioactifs produits dans le cadre des programmes militaires. Ces déchets n'entrent pas dans le champ de la présente étude de l'AEN mais leurs volumes sont présentés dans un souci d'exhaustivité et à titre comparatif.

Source : AIEA, 2007b.

Pour 2005, le Système d'information sur les réacteurs de puissance (PRIS) (AIEA, 2008) indique un facteur de disponibilité en énergie de 83 % et la publication AEN 2009a donne une puissance nucléaire installée avoisinant 360 GWe. Sur cette base, la quantité d'énergie produite avoisinait 300 GWe-an et la production annuelle de FMA-VC, 120 x 103 m³/GWe-an. De même, la production annuelle de de FMA-VL est d'environ 36 x 103 m³/GWe-an et la production totale de FMA de quelques 160 x 103 m³/GWe-an.

On remarquera que les calculs ainsi effectués ont tendance à majorer la production actuelle de déchets étant donné les fortes réductions opérées au cours des dernières décennies d'exploitation comme l'observent l'AIEA (AIEA, 2007a) et d'autres références. Ces valeurs sont à comparer aux 400 millions de m³ de déchets dangereux produits chaque année (voir annexe 2).

Tableau A1.3 : Production mondiale de déchets FMA de l'électronucléaire en 2000

Filière de réacteurs	Nombre de réacteurs	Quantité de déchets FMA produits (m ³ /an)
ABWR	2	1 300
AGR	14	5 450
REB	89	38 400
RNR	3	520
RCG	20	17 000
RBMK	18	20 270
RELP	31	3 180
REP	206	49 100
VVER	49	18 560
TOTAL	432	153 780

Il convient, en principe, de tenir compte également des résidus de traitement du minerai d'uranium, peu radioactifs mais qui représentent d'importants volumes et sont gérés séparément. Ils sont normalement stockés à proximité du site de la mine d'uranium (AEN, 2002a). D'après le Livre rouge (AEN, 2008b), les minerais d'uranium ont des teneurs moyennes de l'ordre de 0,14 %. Le Canada, qui possède des gisements à très forte teneur, fait exception. Partant des quantités d'uranium extraites et du pourcentage de l'approvisionnement mondial qu'elles représentent, ce rapport montre que les 14 millions de tonnes par an de déchets ainsi produits dominent largement la production de déchets radioactifs. À cet égard, l'extraction de l'uranium est semblable aux autres activités d'extraction minière qui produisent également des quantités considérables de déchets.

Lorsqu'elles sont parvenues à la fin de leur vie, les centrales nucléaires et les installations du cycle du combustible qui les desservent doivent également être démantelées, une opération qui produit encore des déchets radioactifs (mais aussi des déchets non radioactifs). L'AEN indique les quantités de déchets radioactifs issus du démantèlement de différentes filières de réacteurs en fonction de leur puissance électrique (AEN, 2004a) et l'AIEA donne le nombre de réacteurs appartenant aux différentes filières du parc mondial ainsi que leur puissance (AIEA, 2008). L'AIEA note qu'une usine de retraitement produira la même quantité de déchets qu'une centrale, mais un pourcentage de FMA-VL supérieur (AIEA, 2007a). Étant donné que de nombreux réacteurs sont desservis par une seule installation du cycle, les volumes de déchets du démantèlement des centrales nucléaires donnent une bonne indication des volumes totaux de déchets de démantèlement.

Ces divers calculs ont permis d'établir le tableau A1.4 qui donne la quantité totale de déchets produits actuellement ou qui seront produits chaque année dans les centrales nucléaires et les installations qui les desservent.

Tableau A1.4 : Quantités approximatives de déchets radioactifs produits annuellement
(année de base : 2005)

FMA ⁱ -VC	125 000 m ³ /an ou 300 000 t/an
FMA ⁱ -VL	35 000 m ³ /an ou 85 000 t/an
Déchets de démantèlements prévus ⁱⁱ	25 000 m ³ /an ou 60 000 t/an
Combustible nucléaire usé	10 000 tML/an
Déchets HA ⁱⁱⁱ	1 500 m ³ /an
Déchets de traitement du minerai d'uranium ^{iv, v}	15 million m ³ /an
Total	~195 000 m ³ /an (ou 455 000 t/an) plus 15x10 ⁶ m ³ de déchets de traitement de faible activité

- i) Ces valeurs devraient se révéler surestimées car elles correspondent à la quantité moyenne de déchets produits au cours de l'histoire des centrales nucléaires calculée en fonction de la production totale d'électricité. Comme l'indique le rapport AIEA (2007a), entre autres, de meilleures pratiques managériales ont permis de réduire fortement la quantité de déchets au fil du temps. Le facteur de conversion approché qui a été employé est de 2,4 t/m³.
- ii) Déchets de démantèlements prévus : quantité de déchets qui serait produite à la fin de la durée de vie du parc mondial de réacteurs obtenue en affectant à chacune des 40 années de vie des centrales la même quantité de déchets. Les valeurs données correspondent à tous les déchets des centrales et des usines du cycle, pas seulement aux déchets des réacteurs. Ces déchets incluent d'importantes quantités de déchets de très faible activité et de déchets FMA à vie courte, de plus petites quantités de FMA-VL et de très petites quantités de déchets HA.
- iii) Déchets HA prévus : quantité de déchets HA produits si les pays qui ont pour politique de retraiter retraitent effectivement tout le combustible produit annuellement ; facteur de conversion de 400 l/tML, tiré de l'AIEA (2007a). On notera que cette quantité de déchets a déjà été comptabilisée dans le combustible nucléaire usé.
- iv) Les déchets de traitement du minerai d'uranium ont généralement une activité faible et, comme indiqué précédemment, ne figurent pas dans tous les systèmes de classification des déchets radioactifs. En 2005, environ 60 % seulement de l'uranium consommé était du minerai récemment extrait, un pourcentage assez représentatif de la pratique actuelle (AEN, 2009a). Le reste provenait de sources secondaires (recyclage d'uranium de qualité militaire, prélèvement sur les stocks, etc.). Si l'on ne pouvait pas disposer de sources secondaires, les quantités de résidus de traitement atteindraient 25 millions t/an, dans l'hypothèse où le parc de production resterait constant.
- v) Près de 25 % de l'uranium est produit par lixiviation *in-situ* (LIS) (AEN, 2009a), une technique qui ne laisse pas de résidu d'extraction ou de traitement. Une partie de l'uranium est extrait de mines à ciel ouvert, l'autre de mines souterraines. On produit ainsi des résidus d'extraction, qui ne sont pour ainsi dire pas radioactifs, en général davantage dans les mines à ciel ouvert. L'AIEA est d'avis que les quantités de résidus d'extraction seraient équivalentes à celles des résidus de traitement, tout en faisant remarquer que l'on manque de statistiques réelles et que les chiffres varient fortement d'une mine à l'autre et sont, par conséquent, très peu fiables (AIEA, 2007a).

Tableau A1.5 : Quantités approximatives de déchets radioactifs produits par GWe-an (base 2005)

FMA-VC ⁱ	410 m ³ /an ou 980 t/an
FMA-VL ⁱ	120 m ³ /an ou 290 t/an
Déchets de démantèlements prévus ⁱⁱ	210 t/an ou 90 m ³ /an
Combustible usé	30 tML/a
Déchets HA vitrifiés prévus ⁱⁱⁱ	12 m ³ /an
Résidus de traitement du minerai d'uranium ^{iv, v}	45 000 m ³ /an
Total	~630 m ³ /an (ou 1 500 t/an) plus 45 000 m ³ /an de résidus de traitement du minerai d'uranium de faible activité

- i) Comme pour le tableau A1.4, ces valeurs devraient se révéler surestimées.
- ii) Comme pour le tableau A1.4, les déchets de démantèlements prévus correspondent aux quantités de déchets radioactifs qui seraient produites à la fin de la vie de la centrale, supposée égale à 40 ans, et des installations du cycle qui la desservent, réparties également sur chacune des 40 années de vie de la centrale.
- iii) Il s'agit de la quantité de déchets HA qui sera produite si l'on retraite *l'intégralité du combustible usé*. On notera que ces déchets sont déjà comptabilisés en tant que combustible nucléaire usé.
- iv) Comme pour le tableau A1.4, si les sources secondaires n'étaient pas utilisées, ces déchets s'élèveraient à 80 000 t/an.
- v) Comme pour le tableau A1.4, une quantité équivalente de déchets pour ainsi dire non radioactifs seraient également produits.

A1.2 Éthique et principes de stockage

Les déchets radioactifs peuvent présenter un risque pour la santé et l'environnement du fait de leurs propriétés chimiques et radiologiques. Bien qu'il existe des catégories et types différents de déchets et, par là même de risques, leur gestion repose sur un principe fondamental unique : elle doit protéger la santé humaine et l'environnement, aujourd'hui mais aussi à l'avenir, sans imposer aux générations futures de fardeau inutile (AIEA, 2006). Étant donné les échelles de temps considérables qui sont en jeu, l'application de ce principe est particulièrement adaptée aux déchets de haute activité. La description de l'éthique et des principes du stockage donnée dans cette section est concentrée sur le stockage définitif des déchets de haute activité. Les principes de gestion des déchets de faible activité peuvent s'énoncer en des termes très voisins.

La création de dépôts en formations géologiques pour y confiner et stocker des déchets de haute activité (HA) est une solution qui a été proposée dès les années 50 dans des travaux de recherche. Aux États-Unis, les déchets de haute activité issus des programmes militaires ont été entreposés dans des fûts. En 1955, le *National Research Council* de la *National Academy of Sciences* (NAS/NRC) a lancé une réflexion sur la façon de gérer et de stabiliser ces déchets de haute activité dans le cadre d'un contrat passé avec l'*Atomic Energy Commission* (AEC). Se fondant sur les résultats de cette réflexion, entre autres, le NAS/NRC a établi et publié un rapport intitulé *The Disposal of Radioactive Waste on Land* paru en 1957 (NAS/NRC, 1957). Dans ce rapport, un stockage sûr signifie que les déchets ne doivent pas entrer en contact avec des êtres vivants. C'est pourquoi, le principe à respecter pour garantir la sûreté devait être compris comme le fait d'isoler des déchets radioactifs du milieu vivant. Pour les auteurs du rapport, l'installation des déchets dans une formation saline était la méthode la plus prometteuse de stockage des déchets de haute activité. Ensuite, venait la stabilisation des déchets dans du ciment et des matrices céramiques notamment pour former un produit relativement insoluble.

Dans les années 60, les travaux de R-D sur la gestion des déchets HA étaient en bonne voie dans plusieurs pays. À titre d'exemple, des essais *in situ* ont alors débuté à la mine de sel de Asse en Allemagne. Dans les années 70, la R-D sur le stockage géologique avait accompli d'importants progrès grâce à l'intensification des collaborations multilatérales et des travaux de R-D internationaux. Le programme de l'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire dans ce domaine a vu le jour en 1975. Le projet international de R-D mené à la mine de fer de Stripa en Suède (1977-1992) est particulièrement représentatif de ce type de collaborations. Dans les années 60 et 70, les travaux de R-D et la collecte de données ont permis de réunir les informations indispensables pour démontrer la faisabilité du stockage et effectuer les études de sûreté exigées pour la conception et l'exploitation des stockages géologiques.

En 1977 peu après la création du Comité de la gestion des déchets radioactifs (RWMC), un rapport traitant des objectifs, des concepts et des stratégies de gestion des déchets radioactifs a été publié (AEN, 1977). Ce document décrit les aspects fondamentaux du stockage des déchets radioactifs sur lesquels reposent les principes communément employés, dont les suivants :

« Pour les déchets à vie longue, l'objectif de la gestion est d'assurer le degré d'isolement requis vis-à-vis de l'homme pendant une période telle qu'il faut exclure totalement l'éventualité d'une quelconque surveillance à long terme. »

« Compte tenu de l'incertitude relative du coût final de l'évacuation, du moins pour certaines catégories de déchets, des délais possibles entre la production des déchets et la mise en œuvre des programmes d'évacuation, et de la nécessité de prévoir un financement adéquat des opérations futures de gestion des déchets découlant des activités actuelles, il apparaît souhaitable d'adopter des mesures financières spécifiques. Ces dispositions pourraient prendre la forme de fonds spéciaux. On pourrait percevoir des contributions par application du principe du « pollueur-payeur », par exemple sur la base de la production d'électricité nucléaire. »

Dans les années 80, des études approfondies ont été entreprises pour évaluer la faisabilité du stockage géologique et préciser les problèmes que pourrait poser sa mise en œuvre. L'AEN a publié en 1982 sur ce sujet un rapport intitulé *Évacuation des déchets radioactifs – Un aperçu des principes en vigueur* qui abordait des aspects qui n'avaient pas jusqu'alors été approfondis (AEN, 1982). Il était, de fait, essentiellement consacré à une analyse des aspects sociaux et éthiques qui sous-tendent la démarche technique adoptée pour le stockage des déchets radioactifs. L'objectif du stockage des déchets y était énoncé en ces termes :

« L'évacuation des déchets a pour but de s'assurer que les déchets sont traités de manière à protéger la santé de l'homme et l'environnement et à réduire au minimum les contraintes qui pourraient en résulter pour les générations futures, tout en tenant compte des facteurs sociaux et économiques. »

La protection de la santé humaine et de l'environnement et la prise en compte des générations futures étaient ainsi placées au cœur des principes de gestion des déchets radioactifs.

À partir de la fin des années 80 et après des travaux de recherche effectués au niveau national ou dans un cadre international, plusieurs pays, dont l'Allemagne, les États-Unis, la Suède et d'autres, sont parvenus à progresser vers la mise en œuvre d'opérations de stockage. À cette époque, l'AIEA commença à élaborer des principes de sûreté, des politiques réglementaires et des normes pour la réalisation du stockage en formations géologiques. Le numéro 99 de la Collection Sécurité, publié par l'AIEA en 1989, énonce des principes et normes internationaux applicables au stockage en formation géologiques des déchets de haute activité (AIEA, 1989).

La publication en 1995 des *Principes de gestion des déchets radioactifs* par l'AIEA (Collection Sécurité n° 111-F) a marqué une étape importante (AIEA, 1995). Dans ce document, l'AIEA énonce neuf principes garantissant une gestion sûre des déchets radioactifs :

- Principe 1 : Protection de la santé humaine.
- Principe 2 : Protection de l'environnement.
- Principe 3 : Protection au-delà des frontières nationales.
- Principe 4 : Protection des générations futures.
- Principe 5 : Contraintes pour les générations futures.
- Principe 6 : Cadre juridique national.
- Principe 7 : Maîtrise de la production de déchets radioactifs.
- Principe 8 : Liens entre la production et la gestion des déchets radioactifs.
- Principe 9 : Sûreté des installations.

Bien qu'ait été défini un cadre international clair, on n'avait pas vraiment progressé vers la mise en œuvre du stockage en formation géologique ; plusieurs pays n'étaient pas parvenus à franchir des étapes telles que le choix du site. C'est pourquoi, en 1995, l'AEN a publié une opinion collective intitulée *Les fondements environnementaux et éthiques de l'évacuation des déchets radioactifs à vie longue en formations géologiques* (AEN, 1995). Dans ce document, le RWMC s'intéressait tout particulièrement aux questions de justice et d'équité inter- et intragénérationnelles :

« entre générations, à savoir la responsabilité des générations actuelles concernant les risques et les charges potentiels qu'elles pourraient léguer aux générations futures ; et

« au sein des générations contemporaines, à savoir la répartition des ressources et la participation de divers composants de la société contemporaine à un processus de décision équitable et ouvert permettant de choisir les solutions à mettre en œuvre en matière de gestion des déchets. »

Le RWMC énonçait de la manière suivante les considérations éthiques à prendre en compte dans une stratégie de gestion des déchets radioactifs :

« les responsabilités futures de la gestion des déchets doivent être examinées lorsque l'on entreprend de nouveaux projets ;

« les producteurs de déchets doivent assumer la responsabilité de leur gestion et fournir les moyens de le faire d'une façon qui n'impose pas de contrainte excessive aux générations futures ;

« le mode de gestion des déchets adopté doit assurer une protection efficace de la santé et de l'environnement et garantir aux générations futures un niveau de sûreté au moins aussi élevé que celui que l'on juge acceptable aujourd'hui ; il ne semble pas y avoir de base éthique pour accorder une valeur moindre à la santé des générations futures ou aux risques de dégradation de l'environnement dans le futur ;

« aucune stratégie de gestion ne doit préjuger de la stabilité de la structure sociale dans un futur indéfini, ni compter sur le progrès technique ; il s'agit au contraire de laisser aux générations à venir une situation de sûreté passive n'exigeant aucun contrôle institutionnel actif. »

Une conférence diplomatique organisée avec le concours de l'AIEA a également formulé une éthique et des principes fondamentaux dans la Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs signée en 1997 et entrée en vigueur en 2001 (AIEA, 1997d). Les principes de cette Convention commune sont proches de ceux de l'AEN et guident les très nombreux pays qui font partie de l'AIEA.

A1.3 Dangers et risques associés à la gestion des déchets radioactifs

Tous les déchets radioactifs, s'ils ne sont pas bien gérés, présentent un danger potentiel pour les êtres humains et l'environnement. Toutefois, pour qu'un individu reçoive une dose de rayonnements, il faut que se produise une séquence d'événements (un scénario) par laquelle les isotopes radioactifs contenus dans les déchets parviendront jusqu'à l'homme. Le risque correspondant à chaque scénario dépend non seulement du danger potentiel mais également de la probabilité des événements susceptibles de provoquer une exposition au rayonnement (Chapman et McCombie, 2003).

Nature du danger

Le danger que présentent les déchets radioactifs est essentiellement dû à l'énergie et au type de rayonnement émis par les isotopes radioactifs que ces déchets contiennent. La toxicité chimique de ces éléments est également source de danger mais, en général, bien moindre que le danger qui découle des caractéristiques radiologiques des déchets. La radioactivité peut provoquer des effets sur les cellules vivantes avec l'un des trois résultats suivants : a) les cellules lésées ou endommagées se réparent toutes seules, sans dommage résiduel ; b) les cellules meurent et sont remplacées par des mécanismes biologiques normaux ; c) les cellules ne se réparent pas correctement et l'on assiste à un changement biophysique. Dans ce troisième cas, les rayonnements peuvent provoquer des cancers ou une modification du code génétique (ADN) des cellules irradiées. On suppose, en général, que les doses élevées de rayonnement tuent les cellules tandis que les faibles doses les endommagent ou en altèrent l'ADN.

Si l'on sait que les rayonnements peuvent provoquer des cancers à des doses et débits de dose élevés, il n'existe aujourd'hui aucune donnée qui démontre sans équivoque l'incidence de cancers après une exposition à de faibles doses ou débits de dose, c'est-à-dire inférieures à environ 100 mSv (10 000 mrem). Pourtant, les spécialistes de radioprotection ont adopté l'hypothèse prudente que tout rayonnement, quel qu'il soit, présente le risque de provoquer un cancer ou des effets héréditaires, et que ce risque augmente avec l'exposition. On utilise donc une fonction dose-réponse linéaire sans seuil pour décrire la relation entre la dose de rayonnement et la survenue d'un cancer. Ce modèle dose-réponse signifie que toute augmentation de la dose, si infime soit-elle, entraîne une augmentation proportionnelle du risque.

La communauté scientifique et réglementaire dans son intégralité a accepté l'hypothèse linéaire sans seuil comme modèle prudent pour établir des normes d'exposition aux rayonnements, sachant que ce modèle peut surestimer le risque (NCRP, 1987).

La gestion des déchets radioactifs doit être sûre à long terme en raison :

- de la dose potentielle due à l'irradiation externe à laquelle pourraient être exposés des individus vivant à proximité des déchets et en l'absence de protection ou de confinement suffisants ;

- de la dose potentielle due à l'ingestion ou l'inhalation de radionucléides au cas où ces radionucléides seraient, par exemple, rejetés dans l'environnement ;
- des effets potentiels des substances chimiques toxiques que contiennent les déchets eux-mêmes ou leur emballage et qui peuvent se révéler être le facteur de toxicité le plus important dans le cas de certains déchets de faible activité stockés à de grandes profondeurs (ce qui n'est pas la solution privilégiée pour les déchets de faible activité).

On peut décrire le risque associé aux déchets radioactifs en termes de probabilité d'exposition (c'est-à-dire la possibilité que la radioactivité des déchets atteigne l'homme) et de radiotoxicité (danger intrinsèque qui dépend du type et de la quantité de déchets). Dans ce contexte, le risque est donc le produit du danger et de la probabilité d'exposition. Comme la radiotoxicité varie avec le temps, la nécessité d'empêcher l'accès aux déchets évolue également au fil des diverses phases de gestion des déchets (Hedin, 1997). Le public a parfois de ce risque une perception différente, sujet qui sera abordé à l'annexe 4.

Accessibilité

Pour limiter la probabilité d'exposition, on s'efforce d'isoler les éléments ou nucléides radioactifs de l'homme et de l'environnement, autrement dit, d'en interdire l'accès. Ceci est obtenu par différents moyens en fonction du type de matière radioactive. Les déchets radioactifs sont gérés en une série d'étapes. À titre d'exemple, pour limiter l'accès au combustible nucléaire usé sorti des réacteurs, on le transporte dans des conteneurs spéciaux et on l'entrepose sous l'eau un certain temps. Le stockage dans un substrat rocheux qui est envisagé réduit l'accessibilité grâce à une série de barrières ouvragées et naturelles qui minimisent le risque de retour de la radioactivité dans la biosphère par transport par les eaux souterraines, s'il y en a, en profondeur. Les propriétés intrinsèques du combustible, comme sa très faible solubilité, en diminueront encore l'accessibilité puisqu'il aura peu de chances de se dissoudre dans les eaux souterraines et donc d'atteindre ultérieurement l'homme. Au cas où des radionucléides parviendraient à sortir de la matrice de déchets, les propriétés de la roche et sa capacité de retenir les radionucléides assureraient un confinement supplémentaire soit parce que ces radionucléides sont très peu solubles dans un environnement réducteur soit parce qu'ils seraient absorbés par les minéraux qui constituent la roche, interdisant ou limitant ainsi leur migration. L'enrobage des déchets peut encore constituer une barrière entre les déchets et l'environnement.

Radiotoxicité

Chaque radioisotope a une radiotoxicité différente, si bien que l'inventaire radiotoxique d'un type de déchet radioactif (par exemple, le combustible usé) est calculé en fonction de la radiotoxicité de chaque isotope et de la quantité présente dans les déchets. Cette mesure de la nocivité potentielle des déchets repose sur l'hypothèse d'une exposition de l'homme aux radioisotopes en question, par exemple par ingestion ou inhalation, ou en raison d'un défaut des protections. La conversion de l'activité (en Bq) du radionucléide inhalé ou ingéré en dose reçue par l'homme (en Sv) suppose de multiplier cette activité par un facteur de dose spécifique à l'isotope en question et au mode d'exposition (ou DPUI, dose par unité d'incorporation ou mesurée en Sv/Bq) (CEA, 2002).

Évolution du danger

La radioactivité des déchets décroît fortement avec le temps. Cette décroissance réduit les doses potentielles par irradiation externe, ingestion ou inhalation de radionucléides au cas où l'isolement et le confinement seraient un jour compromis. De ce fait, on demande beaucoup plus à un système de

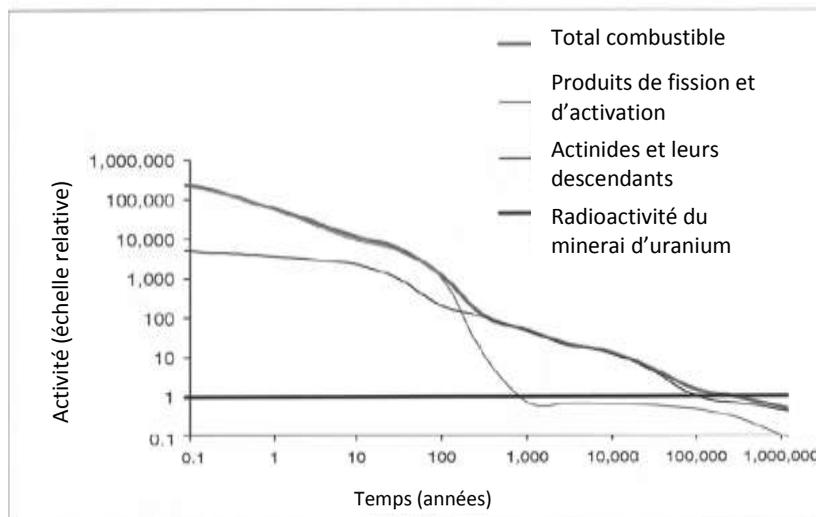
stockage en termes de protection au début de son fonctionnement, c'est-à-dire lorsque la radioactivité des déchets est la plus élevée. Dans le cas du combustible usé et des déchets de haute activité vitrifiés (HA), par exemple, ce souci peut justifier que l'on prévoie une période initiale (de plusieurs centaines d'années, voire plus) pendant laquelle les déchets doivent être pour ainsi dire absolument confinés dans des conteneurs spécialement conçus.

Les isotopes contenus dans les déchets radioactifs ont toutefois des périodes qui varient dans de fortes proportions. Si bon nombre d'entre eux (tels que le ⁹⁰strontium et le ¹³⁷césium) décroissent beaucoup au début de la vie d'un dépôt d'autres, tels que le ⁹⁹technétium qui a une période de 211 000 ans, restent radioactifs très longtemps. Par conséquent, même si le combustible usé et certains déchets à vie longue voient leur dangerosité diminuer substantiellement avec le temps, ils ne peuvent jamais être considérés comme intrinsèquement inoffensifs. La figure A1.1 ci-dessous représente la baisse progressive de la radioactivité du combustible usé par rapport à celle d'une quantité équivalente de minerai d'uranium naturel employé pour fabriquer le combustible. Au cours des siècles, l'activité est dominée par les produits de fission, ensuite par les actinides.

Le niveau de rayonnement et la probabilité d'exposition sont les principaux indicateurs de sûreté employés aujourd'hui dans les études des stockages de déchets radioactifs. Or l'évaluation du risque exige de quantifier la fonction dose-réponse.

Les autorités nationales évoquent des valeurs légèrement différentes du facteur de conversion dose-risque applicable aux cancers mortels. Les stockages sont normalement conçus en fonction de contraintes de dose de 0.3 mSv/an au maximum, ou de contraintes de risque de l'ordre de 10⁻⁶/an.

Figure A1.1 : Activité relative du combustible nucléaire usé ayant un taux de combustion de 38 MWj/kg U



Source : AIEA, 2006.

Conception de la réglementation

Les limites d'exposition ou de dose qui sont fixées pour la radioactivité sont rigoureusement respectées et leur franchissement a des répercussions juridiques. Ces limites ont été définies dans des cadres internationaux et reposent sur des raisonnements résultant de l'observation scientifique des personnes exposées (survivants des bombes atomiques, patients exposés dans le cadre de leur

traitement, travailleurs sous rayonnements) et sur des comparaisons avec le fond naturel de rayonnement et d'autres risques auxquels est exposée la société.

Les principaux aspects à considérer lors de l'élaboration d'une norme incluent la protection de la santé publique, les problèmes d'extrapolation aux faibles doses, les effets à long terme. S'agissant de la radioprotection des installations nucléaires en exploitation, il existe un consensus international pour adopter une approche descendante fondée sur des limites de dose globales et imposer de réduire l'exposition en dessous des limites, si cette solution est réalisable compte tenu de facteurs technologiques, sociaux et économiques de façon à atteindre un niveau d'exposition aussi bas que raisonnablement possible (principe ALARA)⁶. Il n'est pas si simple, cependant, d'appliquer le principe ALARA au stockage à long terme, car cela suppose de procéder à une évaluation des avantages et des conséquences portant sur de nombreuses générations et de trouver un juste équilibre entre la protection pendant l'exploitation et la sûreté à long terme. De plus, dans le cas du stockage géologique, on applique plus volontiers le concept « d'optimisation sous contrainte ». Dans la pratique, ces démarches imposent de s'assurer que les critères de sûreté seront respectés et que des pratiques techniques et des modes de gestion rationnels seront employés, sans qu'il soit possible de s'appuyer sur des comparaisons plus spécifiques (AEN, 2008c et 2009b).

Les doses reçues du fait de la radioactivité artificielle, quelle qu'en soit l'origine (à l'exception des sources médicales) sont en général intégrées. La démarche adoptée couramment consiste à diviser les limites globales de sûreté en contraintes de dose en partant de l'hypothèse qu'un individu pourrait être exposé à plusieurs sources. En radioprotection, les contraintes de dose fixées (à 0,3 mSv/an au maximum pour un stockage – AEN, 1997) sont nettement inférieures à la valeur moyenne du fond de rayonnement naturel sur la planète, qui est de 2,4 mSv/an (UNSCEAR, 2000). Par conséquent, la conception des stockages de déchets radioactifs intègre le concept de contrainte de dose destiné à limiter le risque pour protéger les générations futures contre des événements probabilistes (et des variations environnementales) et des expositions potentielles (CIPR, 1985).

A1.4. Panorama du stockage et de sa mise en œuvre y compris son financement

Gestion avant stockage

La priorité est d'éviter, si possible, de produire des déchets radioactifs. Lorsque ce n'est pas le cas, la gestion efficace des déchets radioactifs comporte les étapes représentées sur la figure A1.2 depuis leur production jusqu'à leur stockage.

Voici quelques définitions données par l'AIEA (AIEA, 2003) :

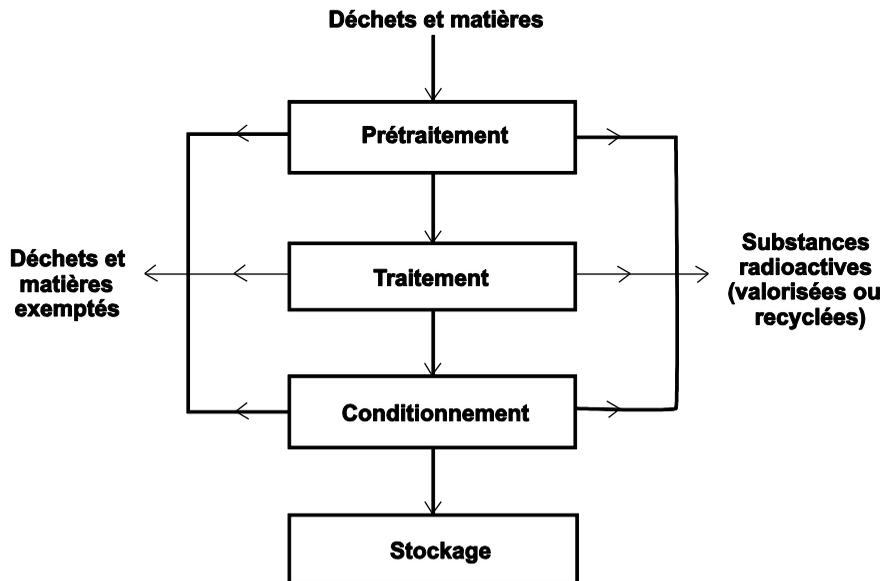
- **Transformation des déchets** : toute opération modifiant les caractéristiques des déchets et, notamment, prétraitement, traitement et conditionnement des déchets.
- **Prétraitement** : opération ou ensemble des opérations précédant le traitement des déchets, comme par exemple collecte, séparation, ajustement chimique et décontamination.
- **Traitement** : opérations visant à améliorer la sûreté et/ou à réduire les coûts en modifiant les caractéristiques des déchets. Le traitement vise trois grands objectifs : a) réduction de

6. Il s'agit d'un principe de radioprotection appliqué dans les centrales nucléaires en service par lequel on s'efforce de réduire l'exposition aux rayonnements aux niveaux les plus bas possibles compte tenu de l'état d'avancement de l'activité concernée. Certains pays ont adopté une terminologie différente, par exemple ALARP (aussi bas que raisonnablement praticable).

volume ; b) extraction de radionucléides des déchets ; c) modification de la composition des déchets.

- **Conditionnement** : opérations visant à constituer un colis de déchets pouvant être manipulé, transporté, entreposé et/ou évacué. Le conditionnement peut consister à convertir les déchets en une forme solide, à les enfermer dans des conteneurs et, si nécessaire, à mettre en place un suremballage.

Figure A1.2 : Principales étapes de la gestion des déchets radioactifs



Source : AIEA, 1995.

L'entreposage est une solution couramment employée pour les déchets radioactifs. En raison de la décroissance des radionucléides, les doses de rayonnement reçues par les opérateurs dans les installations de stockage des déchets radioactifs peuvent être nettement inférieures si l'on a auparavant entreposé les déchets pendant plusieurs décennies. Dans certains cas, cet entreposage est pratiqué principalement pour des raisons techniques, par exemple laisser décroître la radioactivité de déchets contenant essentiellement des radionucléides à vie courte et ainsi réduire la quantité de chaleur qu'ils produisent, avant leur stockage géologique. Dans d'autres cas, l'entreposage est justifié par des raisons économiques ou stratégiques.

Solutions de stockage des déchets radioactifs

La plupart des déchets radioactifs produits dans le monde sont des déchets de faible et moyenne activité à vie courte (c'est-à-dire qui contiennent principalement des radionucléides à vie courte) et sont stockés dans des installations aménagées en surface ou en subsurface. La solution consistant à concentrer et confiner est aujourd'hui la seule employée pour stocker les déchets radioactifs solides de faible et moyenne activité dans les pays de l'OCDE. En effet, le fait de concentrer sur un seul site les déchets radioactifs permet de les confiner plus facilement. De plus, de nombreux radionucléides peuvent ainsi décroître *in situ* à des niveaux insignifiants sans être mobilisés dans l'environnement.

Le choix d'une solution de stockage repose principalement sur différentes facettes de la sûreté. Toutefois, d'autres éléments, comme des directives nationales et internationales, des facteurs sociaux et économiques locaux et la disponibilité de certaines ressources, peuvent également jouer. Il est généralement admis que, dans le cas des déchets à vie courte, la sûreté du stockage peut s'appuyer

essentiellement sur des barrières artificielles (ouvragées). En revanche, le stockage des déchets à vie longue doit faire également appel à la géologie afin d'éviter le retour des radionucléides dans l'environnement pendant que leur activité décroît naturellement. C'est pour ces raisons que le stockage géologique des déchets de faible activité n'est envisagé que par quelques organisations. Dans de nombreux pays, ces déchets sont stockés dans des dépôts de surface (en Espagne, en France et au Royaume-Uni notamment). Les échelles de temps considérées dans le cas des déchets de faible et moyenne activité sont de l'ordre de dix à cent mille ans. Dans le cas du combustible usé et des déchets de haute activité, les échéances se situent entre dix mille ans et un million d'années.

Stockage près de la surface

Les déchets radioactifs dont la décroissance à des niveaux inoffensifs dure de quelques décennies à quelques siècles⁷ sont normalement stockés dans des structures ouvrées en surface qui peuvent être aménagées de façon à rester stables et intactes aussi longtemps que le déchet reste dangereux (AIEA, 1999 ; AIEA, 2002c).

Alvéoles ou tranchées

Le stockage des déchets dans des alvéoles en surface est généralement réservé aux déchets qui contiennent principalement des radionucléides à vie courte et, éventuellement, de faibles concentrations de radionucléides à vie longue. Ce système peut être particulièrement intéressant, financièrement parlant, lorsque l'on doit stocker d'importants volumes de déchets de faible activité et/ou des déchets de démantèlement de grandes dimensions. La sûreté à long terme peut être assurée, pour l'essentiel, par les conditions naturelles du site, le système de stockage aménagé ainsi que la matrice de déchets. Le cas échéant, on peut également recourir à des conceptions destinées à limiter le plus possible la pénétration de végétaux ou d'animaux dans le stockage. Le plus souvent, ces alvéoles sont aménagées au-dessus des nappes phréatiques, mais ils peuvent aussi être installés dans la zone saturée si l'on emploie des matériaux peu perméables. La sûreté de ces alvéoles exige normalement de prévoir une période de contrôles institutionnels après la fermeture qui soit suffisamment longue (de l'ordre de 60 à 100 ans) pour que le risque potentiel résultant d'une intrusion intempestive tombe à des niveaux acceptables. Le coût de cette solution de stockage est généralement inférieur à celui des autres approches, encore que le coût varie au cas par cas.

Divers pays emploient ce type d'ouvrage depuis de nombreuses années. On retiendra les installations destinées aux déchets de très faible activité qui sont aménagées sur le site des centrales en Suède (voir figure A1.3) ou celles de Morvilliers, en France, et d'El Cabril, en Espagne.

Stockages ouvrés dans des installations proches de la surface

Pour le stockage des déchets de faible et moyenne activité plus radioactifs et/ ou à vie plus longue, on a besoin d'installations beaucoup plus élaborées telles que des installations ouvrées proche de la surface (en subsurface). Dans ces installations, le colis, l'unité de stockage et la couverture artificielle permettent, en tant que barrières ouvrées principales, d'isoler les déchets sur des périodes allant de 300 à 500 ans. Ceci peut être interprété comme la période pendant laquelle, du point de vue réglementaire, ces barrières servent à renforcer la fonction de confinement du stockage. Les infiltrations d'eau sont recueillies dans un système de drainage et rejetées dans l'environnement après contrôle d'une éventuelle contamination. Les stockages en surface équipés des barrières

7. Il n'existe pas de critère internationalement reconnu pour savoir si les structures ouvrées en surface sont adaptées à un type de déchets spécifique. C'est là une décision qui relève principalement de la réglementation nationale. Toutefois, il est généralement admis que les déchets qui contiennent principalement des radioisotopes de périodes inférieures à 30 ans (ce qui signifie que leur activité décroît d'un facteur 1 000 sur une période de 300 ans) peuvent être stockés dans ce type d'installation.

ouvrages sont souvent des alvéoles. Ce sont des structures de béton renforcé en surface ou souterraines qui contiennent généralement des séries de cellules dans lesquelles sont installés un ou plusieurs colis de déchets. Une fois les déchets placés dans l'alvéole, l'espace entre les colis est en général comblé par de la terre, de l'argile ou un coulis de béton. Un système de couverture à faible perméabilité est aménagé sur les unités de stockage remblayées afin de limiter l'infiltration d'eau superficielle et la pénétration de végétaux et d'animaux. Pendant la période de contrôle institutionnel, on maintient l'intégrité de ces couvertures.

Figure A.1.3 : Installation de stockage pour les déchets de très faible activité à la centrale d'Oskarsham (Suède)



De même que pour les alvéoles ou tranchées en surface, on possède déjà une riche expérience de ce type de technologie. Entrent dans cette catégorie d'ouvrages de stockage le Centre de la Manche en France, le Centre de l'Aube, également en France (exploité depuis 1992), Drigg, Royaume-Uni (en service depuis 1959), El Cabril, en Espagne (en service depuis 1992, voir figure A1.4) et Rokkashomura au Japon (en exploitation depuis 1992). La capacité de ces installations varie de plusieurs centaines de milliers de mètres cubes à un million de mètres cubes (AIEA, 2005a).

Figure A1.4 : Vue aérienne du Centre de stockage de déchets de faible et moyenne activité d'El Cabril (Espagne)



Stockage à des profondeurs intermédiaires

Les installations classées dans cette catégorie sont des cavités creusées ou des mines désaffectées situées à des profondeurs de quelques dizaines de mètres. Les dépôts de subsurface se différencient principalement des stockages de surface par la distance qui les sépare de la surface et qui suffit, en général, à éliminer tout risque d'intrusion végétale, animale ou humaine sur des périodes supérieures à 300 ans. En fonction des conditions géologiques spécifiques au site et des caractéristiques des déchets, les cavités de stockage peuvent être ou non bétonnées et peuvent comporter différentes barrières ouvragées destinées à limiter ou retarder la migration des radionucléides. Ces installations sont destinées à un plus large spectre de déchets radioactifs contenant des proportions supérieures de déchets à vie longue. Elles sont en général mieux protégées contre l'intrusion, mais peuvent exiger un système de barrières plus développé pour empêcher la pénétration d'eau lorsqu'elles sont situées sous la nappe phréatique. Les contrôles institutionnels y sont aussi moins vitaux que pour les centres de stockage proches de la surface. Depuis 1988, les Suédois exploitent, sur le site nucléaire de Forsmark, un stockage aménagé en subsurface (60 mètres en-dessous du niveau de la mer) et destiné aux déchets de faible et moyenne activité. En Finlande, deux autres installations ont été ouvertes en 1992 et 1998 sur les sites nucléaires d'Olkiluoto et de Loviisa afin d'y stocker également des déchets de faible et moyenne activité. Elles sont constituées de cavités creusées dans le socle granitique à des profondeurs avoisinant 100 mètres. La Hongrie, quant à elle, a décidé de construire sur ce modèle son centre national de stockage de déchets de faible et moyenne activité.

Puits de stockage

Le concept suppose la mise en place des déchets radioactifs dans un ouvrage de diamètre relativement petit, foré et exploité directement depuis la surface. La sûreté repose, dans ce cas, sur une combinaison de barrières naturelles et ouvragées, complétées par un contrôle institutionnel. Il existe une variété de concepts de puits de stockage dont la profondeur peut varier de quelques mètres à plusieurs centaines de mètres. Le diamètre des puits mesure de quelques dizaines de centimètres à plusieurs mètres. Le puits peut être revêtu et il est normalement remblayé après installation du colis. Ce type d'installation se caractérise par l'empreinte modeste qu'il laisse à la surface, ce qui a l'avantage de réduire la probabilité de l'intrusion humaine. Pour installer un puits de stockage, il faut fournir les mêmes données et la même analyse de sûreté que pour la construction de stockages de subsurface normaux. Toutefois, les coûts de construction et d'exploitation sont nettement moindres, un aspect important lorsque l'on envisage de stocker de petits volumes de déchets (AIEA, 2003). Plusieurs pays ont adopté cette solution principalement pour y installer à long terme des sources scellées usagées.

Stockage en formations géologiques profondes

Les systèmes de stockage en formations géologiques à l'étude dans bon nombre de programmes nationaux supposent l'aménagement d'un dépôt à plusieurs centaines de mètres de profondeur dans une roche appropriée et un environnement géologique adapté. La démarche la plus courante consiste tout d'abord à creuser des puits verticaux ou une galerie d'accès, voire les deux, jusqu'à la profondeur prévue. À cette profondeur, on creuse des galeries de stockage horizontales où l'on disposera les colis de déchets de telle manière qu'ils soient protégés par les composantes ouvragées et les barrières naturelles assurées par la roche hôte. Le stockage géologique est une illustration parfaite de la politique qui consiste à concentrer et confiner avec des moyens raisonnables et de manière à abaisser à des niveaux insignifiants les répercussions sur la biosphère pendant plusieurs milliers d'années (AEN, 1999).

Le stockage en formations géologiques profondes des déchets radioactifs (à des profondeurs de plusieurs centaines de mètres) est généralement considéré comme la solution la plus appropriée pour les déchets de haute activité et le combustible nucléaire usé qu'il faut isoler de la biosphère pour plusieurs milliers d'années. Ce stockage a donc pour objectif global d'isoler les déchets de la biosphère le temps que les processus naturels de décroissance et de dilution interdisent la remontée à la surface de radionucléides à des concentrations suffisantes pour qu'ils présentent un danger inacceptable. À l'évidence, il faut tenir compte de nombreux processus de mobilisation, de transport, de retard, de rétention, de dilution, de reconcentration, etc, avant de pouvoir dire si cet objectif peut être atteint dans une série de scénarios représentant l'évolution future du système de stockage. Le stockage géologique repose sur l'approche multibarrières qui consiste à compter sur des barrières ouvragées et sur l'environnement géologique dans lequel se trouve le déchet solide pour assurer une série de fonctions de sûreté concourant à maîtriser tout rejet éventuel de radioactivité du dépôt ainsi que sa migration à travers la roche.

La communauté scientifique s'accorde à penser que le stockage en formations géologiques stables est le meilleur moyen de gérer sur le long terme les déchets à vie longue. Bien conçu et aménagé, le système de stockage pourra isoler efficacement les déchets radioactifs de la biosphère et donc protéger la santé humaine et l'environnement sans imposer aux générations futures un fardeau excessif.

Il n'existe pas, aujourd'hui, pour le combustible nucléaire et les déchets de haute activité d'origine civile, de stockage géologique en service. Il existe, près de Carlsbad au Nouveau-Mexique, un dépôt en formation géologique où sont stockés des déchets transuraniens à vie longue d'origine militaire dégageant peu de chaleur. Il porte le nom de WIPP. Trois sites ont été retenus pour y construire un stockage géologique de déchets de haute activité et de combustible usé : Yucca Mountain (Nevada, États-Unis ; la demande d'autorisation est en cours d'instruction, mais le pays a choisi d'étudier aussi d'autres solutions) ainsi qu'Olkiluoto, en Finlande, et Forsmark, en Suède. Plusieurs autres pays ont officiellement annoncé leur intention de mettre en œuvre cette solution dans un futur proche, notamment la France, le Royaume-Uni et la Suisse.

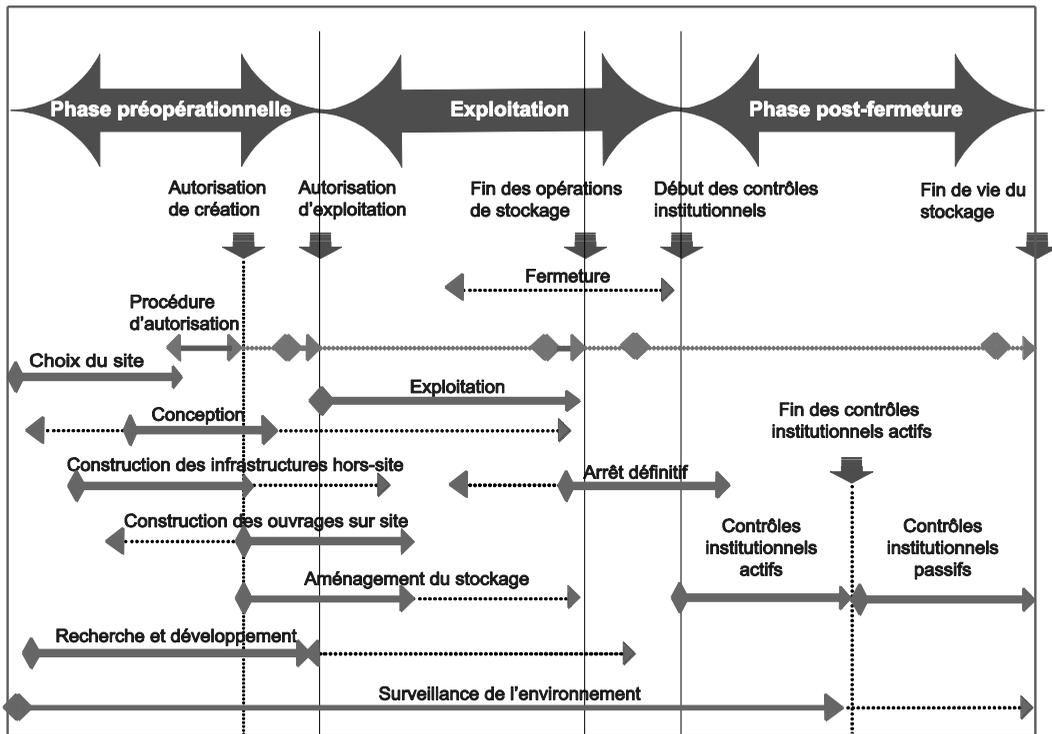
Coûts et financement

Toute stratégie de gestion des déchets doit être économiquement viable. Il importe en effet de trouver une solution effective au niveau des coûts pour gérer efficacement les charges futures et les ressources de l'État sans compromettre la sûreté ni le choix d'une solution satisfaisante du point de vue éthique (AIEA, 2002d).

On peut subdiviser la vie d'un stockage en phase pré-opérationnelle, phase d'exploitation, fermeture et phase post-fermeture comme le montre la figure A1.5. Les coûts de l'installation de stockage sont estimés pour chacune de ces phases.

Les études internationales donnent, pour les coûts de l'électricité nucléaire, la ventilation suivante : investissements environ 60 %, exploitation et maintenance 20 %, et combustible 20 % (AEN, 2003). Les coûts de l'aval du cycle (inclus dans les coûts du combustible) représentent normalement 5 à 10 % du coût, ou jusqu'à 50 % environ de l'intégralité des coûts du combustible, bien que les multiples estimations des coûts futurs effectuées dans le cadre des différents programmes nationaux varient considérablement.

Figure A1.5 : Cycle de vie d'un stockage



Source : AIEA, 2007c.

Ces programmes ne se réfèrent pas toujours aux mêmes postes de coûts. Les projections de coûts les plus récentes, calculées pour le cycle de vie prévu du Programme de Yucca Mountain (150 ans, de 1983 à 2133), se montent à 96 milliards USD, en dollars de 2007, et cela pour 100 000 tonnes de combustible nucléaire usé (US DOE, 2009). Dans une étude récente de stockages régionaux, on a comparé les estimations de coûts données par plusieurs programmes nationaux et obtenu des coûts de l'ordre de 300 000 à 600 000 euros pour une tonne de métal lourd (CE, 2008). Dans le cas du programme électronucléaire suédois, qui avoisine 9 000 MWe, le coût d'un stockage destiné au combustible usé est estimé à 4,3 milliards d'euros. Pour le stockage des déchets de haute activité et du combustible usé produits par le programme électronucléaire britannique de 11 000 MWe, on obtient des coûts de 6,3 milliards d'euros.

Ces chiffres révèlent que le coût du stockage du combustible usé ne représente qu'une fraction d'un centime d'euro par kWh c'est-à-dire une partie minime du prix de l'électricité payé par le consommateur.

Financement

Le principe « pollueur payeur » est le principe fondamental qui préside au financement de la gestion des déchets. Le fait de ne pas imposer aux générations futures de charges indues constitue un deuxième principe reconnu. Comme de nombreuses activités de gestion des déchets radioactifs (et en particulier, le stockage des déchets de haute activité et/ou du combustible usé) auront lieu dans des décennies (voire plus), il est généralement admis que la manière la plus prudente d'en assurer le financement consiste à collecter les fonds nécessaires pour ces opérations pendant que les entreprises qui produisent les déchets sont encore en exercice. De cette manière, les systèmes mis en place par la

plupart des pays doivent permettre de disposer de financements suffisants pour payer les activités indispensables le moment venu (CE, 1999).

Dans la majorité des pays membres de l'OCDE, les exploitants qui produisent les déchets sont tenus de financer la constitution des actifs nécessaires à la gestion future de ces déchets. Ils ont également le devoir d'en évaluer les coûts et de mettre à jour ces estimations périodiquement. En général, un organisme possédant l'expertise économique et/ou technique nécessaire procède à un audit de ces estimations qu'il transmet à l'autorité compétente, le plus souvent le ministère de l'Industrie et/ou de l'Énergie. Les pays se différencient principalement selon que ces fonds sont ou non intégrés au bilan de l'entreprise productrice. Cet aspect a naturellement des répercussions sur les rôles et responsabilités des différents acteurs nationaux. On trouve les deux systèmes dans les pays de l'OCDE. Les pays qui ont opté pour une gestion externe de ces fonds les confient à une filiale de l'exploitant ou à un organisme public rattachés à l'industrie nucléaire ou encore à l'État. Si, au contraire, les fonds sont gérés en interne, ils sont juridiquement à la charge de l'exploitant mais strictement isolés dans sa comptabilité. Rares sont les exemples de gestion intégralement assurée par l'exploitant en interne et où les fonds apparaissent uniquement dans la comptabilité générale de l'entreprise. Globalement, on pourrait affirmer que les fonds constitués pour la gestion des déchets de haute activité et du combustible usé sont majoritairement gérés en externe, tandis que la gestion des fonds se répartit également entre externe et interne lorsqu'il s'agit des déchets de faible et moyenne activité ou du démantèlement.

Il s'écoule beaucoup de temps entre le moment où l'on perçoit les recettes sur lesquelles seront prélevés les coûts de la gestion des déchets et celui où les fonds seront réellement dépensés. C'est pourquoi, il importe d'obtenir des estimations précises des coûts finals à partir desquelles sont calculées les charges financières futures. Toute estimation consiste à prévoir l'avenir et comporte forcément un élément d'incertitude. C'est pourquoi les mises à jour périodiques de ces estimations sont essentielles – pour bénéficier des meilleures prévisions possible.

La plupart des pays partent du principe que les actifs financiers nécessaires au stockage des déchets radioactifs doivent être amassés progressivement et correspondre à l'intégralité des charges à payer à la fin de la durée de vie prévue de l'installation nucléaire ou à un certain moment fixé. Dans certains pays, la législation exige de mettre en place un système prévoyant des garanties pour couvrir l'insuffisance de ces fonds ou laisse à l'exploitant quelques années pour réunir les fonds nécessaires pour combler les manques que révélerait une évaluation.

Gestion des fonds

Dans la plupart des pays qui ont constitué ces fonds, l'État lui-même ou une instance publique de haut niveau est l'organisme chargé de gérer les ressources financières (McCombie et Tveiten, 2004). Il existe des exceptions cependant. En Espagne, par exemple, le gestionnaire de déchets gère le fonds et, au Japon, un organisme tiers à but non lucratif désigné par le ministre assure cette fonction. Dans tous les cas, l'État a la charge d'établir des critères et recommandations pour la gestion de ces fonds (CE, 1999 et 2000).

Lorsque les producteurs de déchets conservent les fonds en interne, ils sont également responsables de leur gestion. Ce sont eux qui sont les premiers responsables de l'évaluation du montant total à verser chaque année au fonds.

D'ordinaire, la gestion de ces fonds est sans risque (par exemple, ils sont inscrits au budget national, investis en obligations ou en suivant une stratégie de financement établie par l'organisme

compétent). La Finlande possède un système unique en son genre dans lequel le producteur de déchets (les exploitants de centrales nucléaires) peut emprunter jusqu'à 75 % des fonds ainsi provisionnés.

Outre l'accumulation des fonds à mesure que les déchets sont produits, il faut également couvrir les charges liées à la gestion des déchets produits avant la création de ce système de financement. Dans certains pays, les fonds correspondant à ces déchets ont été collectés en une seule fois au moment de la création du système de financement (en Finlande et en Suède), ailleurs, au fil de prélèvements échelonnés (au Japon et en Suisse), voire en associant les deux systèmes (aux États-Unis).

Comme l'aval du cycle représente une fraction relativement modeste des coûts totaux et parce que l'on espère faire fructifier les fonds provisionnés, les contributions demandées sont relativement peu importantes. Aux États-Unis, par exemple, le prélèvement se monte à 0,001 USD/kWh produit (0,0008 EUR), en Suède, à 0,01 SEK (0,001 EUR), au Japon, à 0,13 JPY (0,001 EUR), en République tchèque, à 0,05 CZK (0,002 EUR), en Bulgarie à 3 % de la facture d'électricité et en République slovaque à 6,8 %. Ces différences s'expliquent non seulement par la variabilité des économies nationales mais également par le contenu exact des postes de coûts (par exemple, le coût du démantèlement peut ou non être inclus). Certains pays n'ont pas expressément prévu de prélèvement sur le prix du kWh, mais ils exigent des producteurs de déchets de mettre de côté un financement suffisant. C'est le cas de la Suisse où un fonds spécial a été établi pour couvrir les coûts du démantèlement et du stockage.

A1.5 Infrastructure juridique et organisationnelle

Tous les pays de l'OCDE se sont dotés d'un cadre juridique précisément défini pour la gestion des déchets radioactifs. En général, les dispositions applicables à ce secteur d'activité figurent dans le droit nucléaire ou la réglementation de la radioprotection. Certains pays ont préféré légiférer spécialement sur la gestion des déchets en raison de l'originalité de certains de ses aspects, tels que le financement, la R-D, la participation, la procédure du choix du site, etc.

On retrouve dans la législation de tous les pays la primauté de la sûreté dans toutes les activités de gestion et le fait que toutes les dispositions législatives doivent tendre vers cette fin. C'est pourquoi, dans tous les pays de l'OCDE, les différentes activités qui relèvent de la gestion des déchets radioactifs exigent une autorisation administrative et sont en permanence sous le contrôle de l'État.

Les principes tels que le pollueur-payeur, le fait de ne pas infliger de fardeau aux générations futures, la réduction des quantités de déchets au minimum sont en général intégrés aux textes de loi.

Grâce à la coopération internationale intense qui existe dans le domaine de la gestion des déchets radioactifs, un document capital a été rédigé sous les auspices de l'AIEA en 1997 afin d'harmoniser et d'orienter le traitement juridique de la sûreté. La Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs, en vigueur depuis 2001 (AIEA, 1997d), a été conçue pour être la référence internationale :

« pour atteindre et maintenir un haut niveau de sûreté dans le monde entier en matière de gestion du combustible usé et des déchets radioactifs, grâce au renforcement des mesures nationales et de la coopération internationale, y compris, s'il y a lieu, de la coopération technique en matière de sûreté. »

La Convention commune définit les conditions d'une gestion sûre des déchets radioactifs. Elle dispose que :

« chaque Partie contractante établit et maintient en vigueur un cadre législatif et réglementaire pour régir la sûreté de la gestion du combustible usé et des déchets radioactifs » ;

et énumère six aspects fondamentaux, assurément bien établis dans les pays membres de l'OCDE, à savoir :

- i) l'établissement de prescriptions et de règlements nationaux pertinents en matière de sûreté radiologique ;
- ii) un système de délivrance d'autorisations pour les activités de gestion du combustible usé et des déchets radioactifs ;
- iii) un système interdisant l'exploitation sans autorisation d'une installation de gestion du combustible usé ou de déchets radioactifs ;
- iv) un système de contrôle institutionnel, d'inspection réglementaire, de documentation et de compte-rendus appropriés ;
- v) des mesures destinées à faire respecter les règlements applicables et les conditions des autorisations ;
- vi) une répartition claire des responsabilités des organismes concernés par les différentes étapes de la gestion du combustible usé et des déchets radioactifs.

Le cadre institutionnel repose, dans la plupart des pays, sur trois piliers :

- i) l'autorité de contrôle chargée de la délivrance des autorisations, de la définition des exigences de sûreté et du contrôle des différentes activités concernées ;
- ii) le gestionnaire de déchets, qui est une organisation spécialisée à qui il revient de s'acquitter de la gestion définitive ou du stockage des déchets radioactifs (dans la plupart des cas, le gestionnaire doit également assurer les activités préalables au stockage) ;
- iii) les producteurs de déchets, qui sont tenus de suivre les règles imposées par l'autorité de contrôle, de se concerter avec les gestionnaires de déchets pour organiser la collecte des déchets et respecter les exigences du stockage, et de constituer les fonds nécessaires à la réalisation des activités de gestion.

L'autorité de contrôle peut, en fait, être l'autorité de sûreté et de radioprotection. Parfois, l'autorité environnementale joue également un rôle. Dans la majorité des pays membres de l'OCDE, le gestionnaire de déchets est une seule et même organisation ayant des compétences nationales et, en général, un organisme public se consacrant exclusivement à la gestion de ces déchets radioactifs. Cet organisme est souvent chargé du stockage des déchets de faible et moyenne activité comme de celui des déchets de haute activité et du combustible usé.

L'aménagement d'une installation de stockage exige une répartition claire et systématique des responsabilités entre l'État, l'autorité de contrôle et l'exploitant de l'installation.

Il revient à l'État d'établir le cadre juridique et organisationnel national dans lequel on pourra gérer les déchets radioactifs en toute sécurité et choisir le site, concevoir, construire, exploiter et fermer les installations nécessaires à cet effet. Cette dernière activité suppose de définir les étapes à suivre pour le développement de l'installation et son autorisation, la répartition des responsabilités, les dispositions à prendre pour s'assurer de disposer des moyens financiers et autres nécessaires, et la mise en place des fonctions réglementaires indépendantes.

Le cadre juridique et organisationnel national de la gestion des déchets radioactifs recouvre :

- la définition d'une politique et d'une stratégie nationales de gestion à long terme des différents types de déchets radioactifs ;
- la définition claire des responsabilités juridiques, techniques et financières des organisations participant à l'aménagement d'installations de stockage ;
- l'adoption de dispositions destinées à s'assurer de la disponibilité des moyens financiers, par exemple en constituant des fonds juridiquement distincts ;
- la définition du processus global mis en place pour l'aménagement, l'exploitation et la fermeture des installations de stockage sans oublier les dispositions juridiques et réglementaires à prendre à chaque étape, et la définition des mécanismes de décision et de participation ;
- l'assurance que l'expertise scientifique et technique nécessaire est disponible lors de l'aménagement du site et de l'installation, des examens réglementaires et d'autres examens nationaux ;
- la définition des responsabilités juridiques, techniques et financières relatives à toutes les dispositions institutionnelles post-fermeture, dont la surveillance post-fermeture et toutes les dispositions prises pour assurer la sécurité des déchets stockés.

La mission de l'autorité de contrôle consiste à énoncer les exigences à respecter pour gérer les déchets radioactifs de manière sûre et aménager les stockages, à définir les procédures à suivre pour respecter les exigences applicables aux diverses étapes du processus d'autorisation et à réaliser tous les contrôles nécessaires. L'autorité de contrôle définit les conditions d'aménagement, d'exploitation et de fermeture des stockages et accomplit les activités nécessaires pour assurer que ces conditions sont respectées.

Par conséquent, il revient à l'autorité de contrôle d'élaborer les réglementations, les recommandations et autres critères applicables aux installations de stockage, conformément à la politique nationale et en fonction des objectifs recherchés. Les réglementations et recommandations comprennent :

- les critères de protection radiologique et environnementale à respecter pour garantir la sûreté en exploitation et dans la phase post-fermeture ;
- les exigences sur le contenu du dossier de sûreté d'un stockage ;
- les critères et exigences applicables au choix du site, à la conception, à la construction, à l'exploitation et à la fermeture des centres de stockage ;
- les critères et exigences applicables aux déchets, au conteneur et à tous les matériaux de remplissage ou composants du colis de déchets à stocker.

L'autorité de contrôle doit définir et documenter les procédures auxquelles elle a recours pour évaluer la sûreté des stockages ainsi que les procédures que les exploitants sont censés respecter pour obtenir une autorisation et apporter la preuve qu'ils se sont conformés aux exigences de sûreté. Les procédures et responsabilités peuvent recouvrir :

- l'identification des informations que l'exploitant doit produire ;

- l’instruction des dossiers déposés et la vérification de leur conformité avec les exigences réglementaires ;
- la délivrance d’approbations et d’autorisations et la définition des conditions à respecter conformément à la législation et à la réglementation ;
- l’inspection et l’audit de la collecte de données par l’exploitant, de l’étude de sûreté, des activités de construction et d’exploitation afin d’en contrôler la qualité et la conformité avec les dispositions des approbations et des autorisations ;
- les examens périodiques des approbations, autorisations et procédures d’inspection afin de vérifier si elles sont toujours adéquates ou doivent être améliorées.

Le gestionnaire de déchets ou l’exploitant du centre de stockage a la responsabilité d’aménager son installation en toute sécurité et d’en démontrer la sûreté. Ces fonctions recouvrent :

- la réalisation d’études de sûreté et la constitution d’un dossier de sûreté ;
- la conduite de toutes les activités indispensables pour choisir un site, concevoir, construire, exploiter et fermer l’installation en respectant les exigences réglementaires et dans le cadre juridique national ;
- pour la conception du stockage et la constitution du dossier de sûreté, l’exploitant doit tenir compte des caractéristiques et quantités de déchets radioactifs à stocker, des conditions géologiques et hydrogéologiques du site, des techniques constructives et minières existantes ainsi que de l’infrastructure juridique et de la réglementation nationales ;
- la réalisation des recherches nécessaires afin de comprendre et d’expliquer les bases sur lesquelles repose la sûreté du stockage géologique. Cette activité recouvre toutes les études nécessaires du site et des matériaux employés, y compris pour le colis, l’évaluation des possibilités de les utiliser et la collecte de données pour les études de sûreté :
 - établissement des spécifications techniques de sorte que le stockage soit construit, exploité et fermé conformément aux prescriptions réglementaires et aux hypothèses prises en compte dans le dossier de sûreté. Cela recouvre les critères d’acceptation des déchets ainsi que d’autres contrôles et limites à appliquer pendant la construction, l’exploitation et la fermeture ;
 - réalisation d’études de sûreté pendant l’exploitation et en phase de post-fermeture et préparation d’un dossier de sûreté pour démontrer que le stockage est adapté ;
 - conservation de toutes les informations relatives au dossier de sûreté et aux études de la sûreté du stockage ainsi que des archives démontrant que les prescriptions réglementaires sont respectées. Toutes ces informations et archives sont conservées jusqu’au jour de leur transfert à une autre organisation qui assume la responsabilité du stockage.

A1.6 Sûreté

Dans le domaine de la gestion des déchets radioactifs la sûreté est la plus haute priorité. Les niveaux de sûreté acceptables sont normalement fixés par la législation nationale. Toutefois, la Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs définit une approche internationale commune. Cette Convention commune repose sur les principes de gestion des déchets radioactifs établis dans les Fondements de sûreté de l’AIEA (AEN, 1995 ; AIEA, 1997d). À ce jour, 46 États Parties à cette Convention commune sont convenus de prendre les mesures nécessaires pour que, à toutes les étapes de la gestion des déchets radioactifs,

les individus, la société et l'environnement soient correctement protégés contre les dangers des rayonnements, entre autres. Ces États sont également convenus de ne pas entamer la construction d'une installation de gestion de déchets radioactifs avant d'avoir procédé à une étude systématique de la sûreté et à une étude d'impact sur l'environnement qui s'étendent sur toute la durée d'exploitation de l'installation mais aussi la période consécutive à sa fermeture.

La publication par l'AIEA d'exigences de sûreté recommandées pour le stockage géologique des déchets de haute activité est un autre exemple de consensus et d'harmonisation des démarches de sûreté (AIEA, 2006). Les exigences de sûreté applicables au stockage en surface des déchets de faible et moyenne activité remontent à 1999 (AIEA, 1999).

Démarche de sûreté

Importance de la sûreté au cours de l'aménagement du stockage

L'aménagement, l'exploitation et la fermeture de stockages de déchets radioactifs, en particulier ceux qui sont destinés à des déchets contenant des radionucléides à vie longue, supposent un effort national important de plusieurs décennies ainsi que d'importants effectifs de spécialistes et moyens économiques et techniques. Dans leurs plans de stockage en formation géologique, plusieurs États envisagent actuellement d'aménager le stockage en une série d'étapes qui comprennent :

- l'accumulation et l'évaluation systématiques des données scientifiques et techniques nécessaires ;
- l'évaluation de sites possibles ;
- la mise au point de concepts de stockage ;
- des études itératives à l'appui de la conception et de l'évaluation de la sûreté, réalisées avec des données chaque fois meilleures ;
- des examens techniques et réglementaires ;
- des consultations publiques ;
- des décisions politiques.

Au cours de la période d'exploitation (pendant laquelle les déchets arrivent sur le site et sont installés dans le stockage) les exigences de radioprotection applicables au stockage ainsi que les critères de sûreté correspondants sont normalement les mêmes que pour toute installation nucléaire autorisée en service. Les normes fondamentales de sûreté publiées par l'AIEA définissent une approche internationale (AIEA, 1997a). Du point de vue de la radioprotection, la source de rayonnement est sous contrôle pendant la période d'exploitation : on peut vérifier les rejets, contrôler les expositions et prendre, si nécessaire, des mesures pour remédier à des conditions inacceptables. Pendant l'exploitation normale d'un stockage de déchets radioactifs, aucun rejet, si ce n'est infime, de radionucléides ne doit se produire, de même que les membres du public ne doivent pas être exposés à des doses significatives. Même en cas d'accident entraînant la rupture d'un colis de stockage, les rejets de radioactivité ne doivent pas avoir d'impact hors de l'installation. C'est ce que doit confirmer l'étude de sûreté des procédures d'exploitation qui doit être suffisamment détaillée et exhaustive pour que l'autorité de contrôle dispose des informations techniques indispensables à chaque étape.

Les doses et risques associés au transport de déchets radioactifs doivent être gérés de la même manière que les doses et risques correspondant au transport de toute autre substance radioactive

soumise aux exigences du Règlement de transport des matières radioactives de l'AIEA (AIEA, 2005b).

Confinement, isolement, concept des barrières multiples et concept de sûreté passive

Après la fermeture du stockage, sa sûreté est assurée de manière passive par les propriétés du site, de l'installation et des colis de déchets si bien qu'aucune intervention n'est plus nécessaire pour protéger la santé humaine et l'environnement. De cette manière, la sûreté repose sur la combinaison des caractéristiques du site, de la qualité de la conception de l'installation, et de la mise en œuvre correcte de cette conception. Pour atteindre le niveau de sûreté et de qualité voulu, il faut donc aménager le stockage de manière intégrée, en se fondant sur une solide compréhension scientifique, une bonne technique, des études de sûreté approfondies et robustes et en appliquant à tous ces éléments une démarche d'assurance qualité. La sûreté des stockages doit en outre être optimisée en tenant compte des facteurs sociaux et économiques.

Il faut ainsi parvenir à la certitude que les doses et risques auxquels seront exposés les membres du public à long terme ne dépasseront pas les niveaux de doses ou de risques fixés par l'autorité de contrôle nationale. En général, on part de l'hypothèse que la protection des individus contre les dangers des rayonnements permet aussi d'assurer la protection de l'environnement. De ce fait, il est rare que l'on établisse, en plus, des limites applicables à l'environnement.

Comme indiqué précédemment, la principale stratégie adoptée actuellement pour garantir la sûreté à long terme du stockage des déchets radioactifs consiste à concentrer et confiner les déchets et à les isoler de la biosphère. Cette stratégie permet de limiter la pénétration de radionucléides dans la biosphère et d'éviter ainsi les dangers correspondants associés aux déchets. La sûreté du stockage repose sur la mise au point d'un système dont les diverses composantes concourent à assurer les niveaux de protection exigés. De cette manière, c'est le fonctionnement des barrières naturelles et ouvragées qui garantit la sûreté dans la phase post-fermeture. Pour pouvoir démontrer que ce sera le cas, la sûreté doit reposer sur des moyens robustes dont le fonctionnement est peu sensible à des événements et processus susceptibles de se produire dans l'installation de stockage.

Par conséquent, il convient de choisir et de concevoir des barrières naturelles et ouvragées de telle manière que la sûreté post-fermeture repose sur une diversité de fonctions. En d'autres termes, la sûreté est assurée par des barrières multiples ayant différents mécanismes de fonctionnement physiques ou chimiques. Ainsi, le fonctionnement global de l'ensemble du dépôt ne dépend pas exagérément d'une seule barrière ou fonction. Par exemple – et c'est là l'un des principaux avantages du stockage géologique – on peut choisir un système géologique qui soit capable à lui seul de retenir les radionucléides ou d'en ralentir la progression, de façon à garantir la sûreté sur de très longues échelles de temps au cas où, par exemple, la matrice de déchets ou les barrières ouvragées se dégraderaient. La présence de plusieurs barrières et fonctions de sûreté est la garantie que la sûreté sera toujours assurée quand bien même une barrière ou caractéristique de sûreté ne fonctionnerait pas exactement comme prévu (par un mécanisme inattendu ou à cause d'un événement imprévisible).

Dossier de sûreté et étude de sûreté

Établissement des dossiers de sûreté et réalisation des études de sûreté

L'étude de sûreté consiste à analyser systématiquement les dangers associés à l'installation de stockage prévue ainsi que la capacité du site et de la conception d'assurer les fonctions de sûreté et de satisfaire aux exigences techniques. Cette étude suppose de quantifier la performance globale, d'analyser les incertitudes associées et de les comparer avec les exigences de conception et normes de

sûreté pertinentes. Elle consiste également à identifier toute lacune importante des connaissances, données ou analyses scientifiques susceptibles de se répercuter sur les résultats présentés.

S'il s'agit de stocker à long terme des déchets de haute activité et du combustible usé, l'étude de sûreté doit porter sur des périodes représentant plusieurs milliers d'années. Les questions d'échéances intéressent tous les pays qui envisagent d'aménager des installations de stockage en formation géologique. De l'avis général, il n'est pas réellement justifié de préciser une durée particulière au-delà de laquelle il ne serait plus nécessaire de présenter des arguments démontrant la sûreté du dépôt. Toutefois, la nature des arguments invoqués peut varier dans le temps (AEN, 2002b). À longue échéance, des changements dus aux mécanismes naturels et à une éventuelle intervention humaine sont anticipés dans le dépôt et dans le milieu environnant.

L'étude de sûreté permet d'identifier des ensembles d'événements et de processus (scénarios) susceptibles d'altérer le fonctionnement du système de stockage et notamment d'entraîner le rejet et le transport de radionucléides dans l'environnement (AEN, 1992). Pour étudier le comportement du stockage, on identifie ses états futurs possibles et on utilise des modèles mathématiques stimulant le comportement de l'installation dans divers scénarios. L'étude de sûreté part, en général, d'un scénario de référence qui décrit l'évolution normale ou le fonctionnement normal prévu du stockage et qui sert à élaborer d'autres scénarios. Les études quantitatives de sûreté sont généralement effectuées sur des périodes allant de 10 000 ans à un million d'années. Une catégorie particulière de scénarios concerne les activités humaines futures susceptibles de perturber le système de barrières du stockage. Ces scénarios sont plus pertinents si le stockage est construit en surface, mais l'on tient compte également de l'intrusion humaine dans ou à proximité du site dans les études des stockages géologiques, souvent en effectuant des calculs séparés.

Le dossier de sûreté consiste à réunir des arguments et éléments de preuve pour décrire, quantifier et justifier le raisonnement attestant de la sûreté du dépôt après sa fermeture lorsque l'on aura cessé d'exercer un contrôle actif de l'installation (AEN, 2004b). Le dossier de sûreté a pour objectif principal de montrer que le degré de confiance dans le fonctionnement des barrières du stockage (tant naturelles qu'ouvrées) est élevé et qu'elles sont fiables sur la période pendant laquelle les déchets ont besoin d'être confinés et isolés. Les dossiers de sûreté et les études pertinentes qui vont être examinés par les autorités de sûreté et d'autres parties prenantes sont des éléments essentiels de toutes les décisions importantes qui seront prises concernant l'installation de stockage. On y inclut les résultats des études de sûreté, ainsi que des informations supplémentaires dont les éléments de preuve et raisonnements sur la robustesse et la fiabilité de l'installation, sa conception, la logique de conception et la qualité des études et hypothèses sous-jacentes.

Le dossier de sûreté évolue avec le stockage et contient différents types d'informations et de preuves (avec un niveau de détail qui varie également) en fonction des décisions à prendre aux différentes étapes du développement, de l'exploitation et de la fermeture du dépôt. Aux tous débuts, il sert à déterminer la faisabilité des principaux concepts de stockage, à orienter les études de site et à faciliter les premières décisions. Aux stades ultérieurs, il permet d'optimiser le système.

Le dossier de sûreté d'un stockage décrit tous les aspects relatifs à la sûreté du site, de la conception de l'installation, des contrôles de l'exploitant et réglementaires. Il donne une indication du niveau de protection et garantit que les exigences de sûreté seront respectées. S'agissant de la sûreté post-fermeture, on analyse, dans le dossier de sûreté et les études de sûreté effectuées dans ce contexte, les événements et processus susceptibles d'altérer les performances du stockage en apportant la preuve que le système de stockage, ses évolutions possibles et les événements susceptibles d'en modifier le fonctionnement sont bien compris.

A1.7 Conception et aménagement par étapes des stockages

Caractérisation du site et conception de l'installation

Présentation de la caractérisation

La caractérisation d'un site pressenti pour y aménager un stockage recouvre l'intégralité des investigations, des essais et explorations à effectuer dans l'environnement, le milieu géologique et physique, afin d'en connaître les propriétés et de déterminer si le site en question est capable de confiner les déchets. Pour ce faire, on a besoin d'informations permettant de déduire les caractéristiques du site ainsi que l'intervalle de variation des paramètres décrivant le comportement du système de stockage. Cette caractérisation doit être suffisamment détaillée pour fournir une compréhension générale du site, de son évolution passée et de son évolution probable sur les périodes pertinentes du point de vue de la sûreté mais aussi une compréhension spécifique des répercussions sur la sûreté des caractéristiques, événements et processus propres au site et à l'installation de stockage (AIEA, 1997c).

Il faut en effet avoir bien cerné les propriétés géologiques du site ainsi que le comportement futur du système (qui comprend tant des barrières géologiques que des barrières ouvragées) pour lever le maximum d'incertitudes et réduire les risques. On a besoin de savoir si des mécanismes géologiques naturels sont susceptibles de compromettre le comportement du système et de le rendre dangereux (formation de failles, éruptions volcaniques et changement climatique) (NAS, 2001). La caractérisation du site permet également de réduire ou de pallier ces incertitudes le plus possible en adaptant la configuration de l'installation et la conception des barrières ouvragées. C'est pourquoi, les informations recueillies pendant cette phase de caractérisation seront utilisées de manière itérative au cours de l'aménagement du dépôt, et notamment de la conception détaillée, de l'étude de sûreté, de l'étude d'impact sur l'environnement et de délivrance de l'autorisation.

R-D : rôle des laboratoires souterrains

Les études et recherches sont un moyen de démontrer la sûreté et la faisabilité d'un projet donné de stockage de déchets de haute activité et de combustible usé. Toutefois, ce type de recherche est toujours une activité de longue haleine (les recherches durent en général de 15 à 20 ans, voire plus) qui, souvent, exige que l'on construise des installations de recherche souterraines. C'est donc une entreprise complexe et coûteuse. Si tous ces laboratoires ne se consacrent pas à la caractérisation des sites, c'est bien l'objectif premier des laboratoires installés sur des sites pressentis où sont évalués les sites grâce à des expérimentations, essais et validations exhaustifs. Les laboratoires souterrains servent, en outre, à valider les différents modèles employés pour évaluer le fonctionnement, la sûreté et la conception d'un système de stockage. La R-D constitue, en effet, un moyen d'élaborer et d'affiner des méthodes et données destinées à tester les modèles scientifiques et mathématiques employés dans les études de sûreté. Elle est également l'occasion de procéder à des démonstrations pratiques susceptibles de renforcer la confiance acquise dans certaines solutions de stockage. Les laboratoires souterrains de recherche sont capitaux pour l'aménagement de systèmes de stockage en formations géologiques. Plusieurs pays membres de l'OCDE ont entrepris des programmes expérimentaux complets dans ce type d'installations il y a déjà plus de deux décennies. De plus, la Finlande et les États-Unis possèdent des laboratoires situés à Yucca Mountain et Olkiluoto où ils procèdent à des batteries complètes d'essais. En Finlande, le laboratoire souterrain se trouve sur le site pressenti pour le stockage. Aux États-Unis, par contre, les recherches scientifiques et travaux de conception ont été suspendus le temps que l'on évalue d'autres solutions pour la gestion des déchets.

Conception

La conception du stockage tient compte de toutes les étapes de la durée de vie de cette installation (construction, mise en service, exploitation, démantèlement et fermeture) pour démontrer que les prescriptions élaborées par les autorités nationales pour assurer la protection des travailleurs, du public et de l'environnement sont respectées tant dans les conditions d'exploitation normales que lors d'accidents. Il s'agit également de démontrer que les exigences de sûreté à long terme seront respectées sans qu'il soit nécessaire de poursuivre les contrôles institutionnels, ni d'effectuer des opérations de maintenance ou tout autre type d'intervention.

Le stockage géologique doit confiner et isoler les déchets de la biosphère. Comme les différents composants du système de dépôt concourent à assurer les fonctions de sûreté, ces composants sont tous choisis et conçus pour satisfaire aux exigences établies pour l'ensemble du système (AIEA, 1990). Les composants qui constituent le champ proche⁸ sont généralement des barrières ouvragées dont la conception doit optimiser le fonctionnement global des barrières naturelles⁹. Dans le champ proche, quatre éléments sont envisagés comme composants possibles de nombreux concepts de stockages :

- La forme des déchets doit être inerte et peu soluble de telle façon que la lente dégradation des matrices de déchets limite le relâchement des nucléides.
- Le conteneur de déchets assure l'isolement physique des déchets tant que son intégrité est préservée (des analyses effectuées sur certains stockages géologiques donnent des durées de vie des conteneurs qui dépassent 1 million d'années).
- Le milieu dans lequel le colis est stocké, à savoir les matériaux qui entourent le conteneur (barrière ouvragée). Cette barrière peut remplir plusieurs fonctions et notamment rétablir l'intégrité de la roche hôte, ralentir la migration des eaux souterraines vers la surface du conteneur de déchets, assurer un environnement chimiquement stable permettant aux autres composants du stockage d'assurer leur propre fonction et freiner la migration de radionucléides hors d'un conteneur ayant perdu son étanchéité.
- La principale fonction du système de scellement est de restaurer les propriétés hydrauliques de la roche hôte et d'éviter le relâchement de radionucléides. Les scellements, en particulier ceux effectués entre les zones de stockage et la surface doivent également être conçus pour résister à toute intrusion intempestive.

Critères d'acceptation des déchets (y compris les déchets du démantèlement)

Les critères d'acceptation des déchets sont une façon de s'assurer que les déchets sont conformes aux exigences de gestion à long terme dans un stockage particulier. Ils devront donc définir les propriétés et caractéristiques des colis de déchets qui permettent de s'assurer que les déchets sont gérés en toute sécurité.

Pour définir ces critères, il faut identifier :

-
8. Le champ proche fait référence aux barrières qui se trouvent à proximité immédiate des déchets stockés.
 9. Étant donné que, dans des stockages en surface destinés à des déchets de faible et moyenne activité, l'objectif de sûreté à long terme qu'est la rétention des radionucléides peut être intégralement assuré par des barrières ouvragées, on ne compte pas normalement sur la géologie pour remplir une fonction de barrière. La géologie peut cependant intervenir dans le choix du site, comme en France, au Centre de stockage de l'Aube.

- L'objectif que doit remplir le mode de gestion des déchets choisi ainsi que le rôle qu'y joue le colis de déchets.
- Les conditions dans lesquelles le colis de déchets se trouvera.
- La durée pendant laquelle le colis devra assurer sa fonction.
- La nature et la quantité de déchets qui seront gérés à long terme.
- Un éventail de colis de déchets standard ainsi que les conteneurs utilisés pour les fabriquer.
- Les propriétés et caractéristiques des déchets, de la matrice, des conteneurs et des colis qui sont susceptibles d'influer sur la capacité du colis de remplir correctement sa fonction à toutes les étapes de la gestion à long terme.

Phases de la vie d'un dépôt (construction, exploitation et fermeture)

Construction

La période de construction s'étend jusqu'à la mise en service du stockage et au début de la période d'exploitation. Elle consiste à bâtir les installations nécessaires et à aménager la capacité de stockage voulue. Les techniques de construction sont choisies de manière à limiter la dégradation des performances du site que les travaux de construction pourraient provoquer. Le programme de construction comprend, outre les exigences à respecter pendant la construction, des méthodes destinées à vérifier la conception et les techniques de construction. Parallèlement aux travaux de construction, se déroule également un programme de confirmation des études du site, car il est nécessaire de répertorier les modifications apportées aux conditions naturelles du site par certaines étapes de la construction telles que le creusement de galeries et de cavités. C'est à partir de ce programme d'investigation que l'on peut vérifier, tout au long de la construction, les modifications prévues des conditions géomécaniques, hydrogéologiques et géochimiques du site. L'objectif est de démontrer que les conditions réelles ainsi que tout écart par rapport aux conditions prises en compte dans l'étude préliminaire de sûreté seront observées dans une mise à jour de l'étude de sûreté du site (par exemple, pour obtenir l'autorisation de commencer à stocker les déchets).

Exploitation

L'exploitation du stockage consiste principalement à installer les colis de déchets à leur emplacement définitif dans des conditions sûres et efficaces. Cette étape recouvre toutes les activités nécessaires pour y parvenir et comprend la réception des déchets, un entreposage provisoire, la préparation des colis de déchets, la mise en place des déchets, le remblayage partiel ainsi que le scellement du stockage.

Dans le cas des stockages géologiques destinés au combustible usé et aux déchets de haute activité, il convient de noter que la technologie a de fortes chances de progresser au cours de la longue période d'exploitation du dépôt. Venant s'ajouter à l'expérience acquise sur le site, ces progrès peuvent se traduire par des modifications ou des améliorations des caractéristiques structurelles de conception, par exemple la construction d'ouvertures souterraines et l'utilisation de nouvelles techniques de remblayage et de scellement.

Pendant toute la phase d'exploitation du stockage, on prévoit d'organiser un programme d'essais et de surveillance continus. Ce programme doit comporter une surveillance radiologique du milieu dans lequel se trouve le dépôt ainsi que la poursuite des essais et contrôles entrepris aux stades

précédents. Ces opérations devraient se poursuivre après la mise en place du dernier colis de déchets jusqu'au moment de la fermeture du stockage, voire au-delà (AIEA, 1991).

Fermeture

Récupérabilité/réversibilité

Avant d'envisager la fermeture, les autorités nationales et l'exploitant du stockage doivent être convaincus qu'ils ont suffisamment de preuves pour juger que le système de stockage peut assurer de manière satisfaisante sa fonction de confinement à long terme des déchets (AIEA, 2001).

On peut distinguer deux grandes catégories d'activités au cours de la fermeture d'un stockage géologique :

- Les processus de remblayage et de scellement qui sont destinés à limiter les écoulements d'eaux souterraines et le transport de radionucléides dans la biosphère et qui assurent, entre autres fonctions, la stabilité structurelle.
- Le démantèlement des installations de surface de façon à remettre le site dans un état aussi proche que possible de son état d'origine. Il s'agit notamment de décontaminer les bâtiments, le matériel et les équipements.

On connaît bien les activités de fermeture d'un dépôt de déchets de faible et moyenne activité qui durent peu de temps (plusieurs années). S'il s'agit de stockages souterrains, ces opérations pourraient durer plus longtemps suivant l'importance des remblayages et scellements effectués au cours de la phase d'exploitation.

En partie pour gagner la confiance du public¹⁰, on a introduit le concept de récupérabilité pour les centres de stockage en formations géologiques. La récupérabilité peut se concrétiser dans une solution qui consiste à installer des barrières ouvragées le plus tôt possible mais en rendant cette opération réversible (AIEA, 2002a). La réversibilité suppose que le programme de stockage soit mis en œuvre par étapes, chacune d'entre elles étant jalonnée de choix entre différentes solutions. Cette manière de procéder permet de conserver la capacité de gérer le stockage avec suffisamment de souplesse pour pouvoir changer de stratégie (AEN, 2008a). La mise en œuvre de la récupérabilité ne doit pas compromettre la sûreté en exploitation ni la sûreté à long terme. De nombreux programmes nationaux de stockage en formations géologiques ont adopté cette notion de récupérabilité (par exemple, le Canada, les États-Unis, la Finlande, la France et la Suisse).

Programmes de surveillance, contrôles post-fermeture et contrôles institutionnels, y compris le système de garanties nucléaires

La surveillance et les contrôles institutionnels sont des éléments capitaux d'une stratégie de protection de la santé humaine et de l'environnement contre les risques que présentent les déchets radioactifs. D'après l'US DOE, en plus des barrières ouvragées, des barrières naturelles et des contrôles physiques,

10. « Dans tous les débats publics sur le stockage des déchets radioactifs émerge la question de l'irréversibilité des décisions qui donne lieu en général à des discussions sur l'éthique et la prise de décision, et à des réflexions sur les aspirations insondables des générations futures. », C. Odhnoff dans *Retrievability – A too Simple Answer to a Difficult Question?* (AIEA, 2002a).

« les contrôles administratifs recouvrent un ensemble de politiques, procédures et lois qui permettent de s'assurer que les activités ou usages considérés ne perturbent pas les contrôles physiques, les barrières ouvragées ou la contamination résiduelle. Ces contrôles physiques et administratifs sont couramment regroupés sous le vocable de contrôles institutionnels. » (US DOE, 2003)

pour l'AIEA :

« On désigne par surveillance un ensemble continu ou périodique d'observations et de mesures des paramètres techniques, environnementaux et radiologiques qui permettent d'évaluer le comportement des composants du système de stockage ou les répercussions de ce stockage et de son fonctionnement sur l'environnement. »

La surveillance joue un rôle crucial lors de l'élaboration et de l'exécution d'un programme de stockage géologique, car c'est une manière d'obtenir des informations essentielles à la réalisation, dans de bonnes conditions, des diverses phases du programme de stockage, qui, de ce fait, contribue à renforcer la confiance que l'on peut avoir dans la sûreté à long terme de cet ouvrage (AIEA, 2001).

Cette surveillance a pour objectif principal d'obtenir des informations utiles à la décision. Dans ce contexte, la surveillance d'un système de stockage en formation géologique sert essentiellement à :

- a. obtenir les informations nécessaires aux décisions de gestion à prendre dans un programme par étapes ;
- b. améliorer la compréhension de certains aspects du comportement du système sur lesquels a été élaboré le dossier de sûreté du stockage et approfondir les tests des modèles employés pour prévoir ces aspects ;
- c. faire savoir à la société que le stockage n'a pas d'effets indésirables sur l'homme et sur l'environnement ;
- d. constituer une base de données environnementales utilisable par de futurs décideurs ;
- e. satisfaire aux exigences du système des garanties nucléaires.

Les mesures prises pour assurer la surveillance peuvent également être subdivisées selon qu'il s'agit d'observations, de contrôles ou de protection. Dans le premier cas, la surveillance consiste à recueillir des données et savoirs, à modéliser les phénomènes et à effectuer des calculs prédictifs. La surveillance en tant qu'outil de contrôle sert à suivre les phénomènes et à prendre les mesures correctives nécessaires au cas où les paramètres ainsi observés sortiraient du domaine de fonctionnement autorisé. Enfin, la surveillance entreprise à des fins de protection donne le signal d'alarme en cas d'évolution ou de transition d'un état sûr à un état qui ne l'est pas. À partir de cette classification, on peut adopter la stratégie représentée sur le tableau A1.6 fondée à la fois sur les objectifs de la surveillance, les parties du stockage à surveiller ainsi que la phase à laquelle se trouve l'installation en question.

Le rôle des contrôles institutionnels est d'abaisser la probabilité d'intrusion dans une installation de stockage, de réduire l'ampleur de ses effets, d'accélérer les interventions lors de l'intrusion et de gagner la confiance du public. La surveillance et les inspections sont des formes particulières de contrôle institutionnel et sont très importantes pour gagner la confiance du public.

Tableau A1.6 : Stratégie de surveillance

	Système de stockage	Colis de déchets	Barrières ouvragées	Roche hôte	Géosphère biosphère proche
Avant la construction	O(URL)	O C P	O(URL)	O	O
Construction	–	O C P	O C P	O C P	O
Exploitation du stockage et installation des déchets	O C –	O C P	O C P	O – P	O
Avant fermeture	O – P	–	O	O	O
Après fermeture	O C P	–	–	–	O

Notes : O : Observation ; C : Contrôle ; P : Protection ; URL : Laboratoire souterrain de recherche.

Source : AIEA, 2002b.

Dans les stockages en formations géologiques, les contrôles institutionnels ne sont pas indispensables à la sûreté à long terme mais viennent compléter l'action d'autres barrières et peuvent éventuellement contribuer à gagner la confiance du public. À cet égard, la surveillance radiologique est effectuée pour faciliter la confiance de la société, car pendant de très longues périodes on ne s'attend pas à observer de conséquences. C'est pourquoi, il revient à la société de décider combien de temps cette surveillance doit se prolonger. Toute surveillance post-fermeture que décideraient d'organiser les générations futures devra être conçue de telle façon qu'elle ne puisse pas avoir d'impacts négatifs sur le fonctionnement des barrières de confinement, donc sur la sûreté à long terme du stockage. Il sera éventuellement utile de prévoir des marqueurs et des mesures d'urbanisme et d'aménagement du territoire et d'organiser la transmission des données enregistrées et d'autres informations concernant la conception et la prise de décision.

Dans le cas du combustible nucléaire usé, il existe une forme particulière de contrôle institutionnel, à savoir le système des garanties nucléaires. Ce système ne s'applique qu'au combustible usé dont la quantité de matières fissiles dépasse le niveau considéré comme récupérable dans le Traité sur la non-prolifération des armes nucléaires. Ces contrôles s'appliqueraient également au plutonium de qualité militaire si ce dernier était considéré comme un déchet et stocké. Le principal problème, pour l'application des garanties, consiste à s'assurer qu'aucune des mesures prises pour vérifier les matières en question ne risque de compromettre véritablement la sûreté globale du centre de stockage. Inversement, il importe de veiller à ce que les mesures destinées à assurer la récupérabilité des déchets stockés dans des formations géologiques ne sont pas en infraction avec les limitations d'accès prescrites par le système de garanties. À long terme, il est généralement admis que les mesures permettant de se prémunir contre une intrusion humaine intempestive répondraient aussi dans une certaine mesure aux exigences du système de garanties.

A1.8 Défis à relever dans un avenir proche

Certains défis majeurs des dix années à venir sont abordés ci-dessous.

La question de l'adhésion du public est considérée comme le principal défi à relever en particulier pour le stockage en formations géologiques des déchets de haute activité et du combustible usé. Comme l'AEN l'a fait remarquer :

« ... la confiance des spécialistes dans la sûreté du stockage géologique ne suffit pas pour gagner la confiance et l'adhésion du public. De l'avis général, il faut une stratégie nationale qui soit largement acceptée. Celle-ci doit non seulement traiter des moyens techniques de construire l'installation, mais aussi prévoir un cadre et une feuille de route laissant aux décideurs et au public concerné le temps et les moyens nécessaires pour comprendre et évaluer les fondements des diverses solutions proposées et pour, ensuite, juger de la confiance qu'ils peuvent accorder aux niveaux de protection indiqués par l'organisme de gestion des déchets et évalués de manière indépendante par l'autorité de contrôle. » (AEN, 2008a)

Les autres défis à court terme se classent en trois catégories : technologiques, législatifs et réglementaires. S'agissant de la technologie, la communauté internationale s'accorde pour dire que le stockage géologique est techniquement réalisable et peut être mis en œuvre en toute sécurité. Qui plus est, avec la poursuite des travaux de R-D, la mise en place des solutions de gestion des déchets sera facilitée grâce aux innovations technologiques, au progrès de la connaissance et à la réduction des incertitudes qui en découlent. La conservation de ces savoirs constituera un important défi.

Les avis concordent pour dire que les pays membres de l'OCDE ont pris les dispositions adéquates pour se doter d'une législation sur la gestion des déchets radioactifs. Cette législation devra être peu à peu adaptée aux nouvelles situations sociales et aux évolutions techniques qui viendront principalement de la mise en œuvre prévue des politiques nationales de stockage des déchets de haute activité et du combustible usé. Dans ce contexte, la définition des concepts de réversibilité et de récupérabilité dans la loi et la réglementation sera primordiale. Là encore, selon les termes de l'AEN :

« ... certains pays considèrent la réversibilité des stockages et la récupérabilité des déchets comme des éléments importants de la stratégie de gestion des déchets radioactifs... On s'accorde sur la nécessité de définir clairement la signification et le rôle de la réversibilité et de la récupérabilité dans chaque pays ainsi que sur le fait que les dispositions prises pour conserver ces possibilités ne doivent jamais compromettre la sûreté à long terme du stockage. » (AEN, 2008a)

Le cadre juridique et réglementaire est en place. La gestion des déchets radioactifs – de même que les décisions concernant les investissements et priorités relatives au parc énergétique – bénéficierait d'une continuité et d'une stabilité accrues des décideurs, et d'une plus grande indépendance vis-à-vis des préoccupations politiques quotidiennes. Ceci devrait permettre une meilleure utilisation des ressources disponibles et un échéancier de mise en œuvre plus court.

Des financements suffisants doivent être assurés. De plus, il conviendrait de combler dans les plus brefs délais les déficits antérieurs accumulés à un moment où le principe pollueur-payeur et la volonté de ne pas laisser un fardeau excessif aux générations futures n'étaient pas reconnus.

La nécessité d'instruire plusieurs demandes d'autorisation successives pour des stockages ou dépôts peut poser des problèmes aux autorités de contrôle. Le stockage des déchets de faible et

moyenne activité est une pratique qui a été expérimentée à l'échelle internationale, dans des installations en surface ou des stockages en profondeur. On a ainsi accumulé une riche expérience réglementaire qui a été l'objet de discussions et de comparaisons au sein d'organisations internationales telles que l'AEN et l'AIEA et qui est mise aujourd'hui à la disposition des pays encore dépourvus de ces installations. Cependant, aucun stockage souterrain destiné aux déchets de haute activité et au combustible usé n'a encore été autorisé et, bien que l'US DOE ait déposé en juin 2008 la première demande d'autorisation au monde pour l'installation de Yucca Mountain, les recherches scientifiques et travaux de conception ont été suspendus, et l'on prévoit d'évaluer d'autres solutions pour gérer les déchets. La complexité de la documentation fournie avec la demande déposée pour ce type d'installation est considérable.

Pour les décideurs, il s'agit donc de concilier le consensus de la communauté scientifique et technique concernant la faisabilité et la sûreté des stockages souterrains de déchets de haute activité et de combustible usé avec l'anxiété toujours profonde que suscite ce type d'installations dans le public ainsi qu'avec les exigences réglementaires très sévères qui s'appliquent tant au fonctionnement de l'installation (pendant jusqu'à un million d'années) qu'à la procédure.

RÉFÉRENCES

- AEN (1977), *Objectifs, concepts et stratégies en matière de gestion des déchets radioactifs résultant des programmes nucléaires de puissance*, OCDE, Paris, France.
- AEN (1982), *Évacuation des déchets radioactifs – Un aperçu des principes en vigueur*, OCDE, Paris, France.
- AEN (1992), *Systematic Approaches to Scenario Development*, OECD, Paris, France.
- AEN (1995), *Les fondements environnementaux et éthiques de l'évacuation des déchets radioactifs à vie longue en formations géologiques. Opinion collective du Comité de la gestion des déchets radioactifs*, OCDE, Paris, France.
- AEN (1997), *Regulating the Long-term Safety of Radioactive Waste Disposal*, Actes d'un séminaire international de l'AEN tenu à Cordoue, Espagne, OCDE, Paris, France.
- AEN (1999), *Évacuation géologique des déchets radioactifs : Bilan des dix dernières années*, OCDE, Paris, France.
- AEN (2002a), *Réaménagement de l'environnement des sites de production d'uranium*, OCDE, Paris, France.
- AEN (2002b), *The Handling of Timescales in Assessing Post-closure Safety of Deep Geological Repositories*, Actes d'un atelier, Paris, France, 16-18 avril 2002, OCDE, Paris, France.
- AEN (2003), *Électricité nucléaire : quels sont les coûts externes ?*, OCDE, Paris, France.
- AEN (2004a), *Démantèlement des centrales nucléaires : politiques, stratégies et coûts*, OCDE, Paris, France.
- AEN (2004b), *Dossier de sûreté post-fermeture d'un dépôt en formation géologique*, OCDE, Paris, France.
- AEN (2008a), *Progresser sur la voie du stockage géologique des déchets radioactifs – Déclaration collective du Comité de la gestion des déchets radioactifs (RWMC) de l'AEN*, OCDE, Paris, France.
- AEN (2008b), *Uranium 2007: Ressources, production et demande*, OCDE, Paris, France.
- AEN (2008c), *The Concept of Optimisation for Geological Disposal of Radioactive Waste: A Concise Review of National and International Guidance and Relevant Observations*, OCDE, Paris, France.
- AEN (2009a), *Perspectives de l'énergie nucléaire 2008*, OCDE, Paris, France.

- AEN (2009b), *Towards Transparent, Proportionate and Deliverable Regulation for Geologic Disposal: Main Findings from the RWMC Regulators' Forum Workshop, Tokyo, 20-22 janvier 2009*, document NEA/RWM/RF(2009)1, OCDE, Paris, France.
- AIEA (1989), *Principes de sûreté et critères techniques pour le stockage définitif souterrain des déchets de haute activité*, Collection Sécurité n° 99, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (1990), *Siting, Design and Construction of a Deep Geological Repository for the Disposal of High-level and Alpha Bearing Wastes*, AIEA-TECDOC-563, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (1991), *Guidelines for the Operation and Closure of Deep Geological Repositories for the Disposal of High-level and Alpha Bearing Wastes*. AIEA-TECDOC-630, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (1994), *Classification of Radioactive Waste – AIEA Safety Guide*, Safety Series No. 111-G, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (1995), *Principes de gestion des déchets radioactifs*, Collection Sécurité n° 111-F, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (1997a), *Normes fondamentales internationales de protection contre les rayonnements ionisants et de sûreté des sources de rayonnements (BSS)*, Normes de sûreté, n° 115, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (1997b), *Radiation Protection and the Safety of Radiation Sources*, Safety Series No. 120, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (1997c), *Experience in Selection and Characterization of Sites for Geological Disposal of Radioactive Waste*, AIEA-TECDOC-991, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (1997d), *Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs*, INFCIRC/546, décembre 1997 AIEA, Vienne, Autriche.
- AIEA (1999), *Stockage définitif des déchets radioactifs en surface ou à faible profondeur*, Collection Normes de sûreté n° WS-R-1, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (2001), *Monitoring of Geological Repositories for High-level Waste*, AIEA-TECDOC-1208, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (2002a), *Retrievability – A too Simple Answer to a Difficult Question?*, C. Odhnoff, AIEA-TECDOC-1282, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (2002b), *Monitoring of Geological Disposal of Radioactive Waste: Perspectives and Limitations*, J.P. Minon, AIEA-TECDOC-1282. Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (2002c), *Scientific and Technical Basis for the Near Surface Disposal of Low and Intermediate Level Waste*, Technical Reports Series No. 412, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.

- AIEA (2002d), *Institutional Framework for Long Term Management of High-level Waste and/or Spent Nuclear Fuel*, AIEA-TECDOC-1323, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (2003), *Safety Considerations in the Disposal of Disused Sealed Radioactive Sources in Borehole Facilities*, AIEA-TECDOC-1368, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (2005a), *Radioactive Waste Management Status and Trends – No. 4*, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (2005b), *Règlement de transport des matières radioactives*, Collection Normes de sûreté n° TS-R-1, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (2006), *Geological Disposal of Radioactive Waste*, Safety Standards Series, Safety Requirements No. WS-R-4, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (2007a), *Estimation of Global Inventories of Radioactive Waste and Other Radioactive Materials*, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (2007b), *Net Enabled Waste Management Database (NEWMDB)*, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (2007c), *Cost Considerations and Financing Mechanisms for the Disposal of Low and Intermediate level Radioactive Waste*, AIEA-TECDOC-1552, Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche.
- AIEA (2008) *Power Reactor Information System (PRIS) database*. Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne, Autriche. <http://www.iaea.org/programmes/a2/>.
- CE (1999), *Schemes for Financing Radioactive Waste Storage and Disposal*, EUR 81185, Commission européenne, Luxembourg.
- CE (1999 et 2000), *Schemes for Financing Radioactive Waste Storage and Disposal*, (annex covering Central and East European Countries, <http://ec.europa.eu/>).
- CE (2008), *Sixième Rapport sur la gestion des déchets radioactifs et des combustibles irradiés dans l'Union européenne*, Commission européenne, Bruxelles, Belgique.
- CEA (2002), « La radiotoxicité du combustible usé, CEA », *Les recherches pour la gestion des déchets nucléaires, Clefs CEA*, n° 46, p. 20, Gif-sur-Yvette, France.
- Chapman, N.A. et C. McCombie (2003), *Principles and Standards for the Disposal of Long-lived Radioactive Wastes*, Elsevier/Pergamon.
- CIPR (1985), *Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste*, Commission internationale de protection radiologique, Publication CIPR 46, Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni.
- Commonwealth of Australia (2005), *Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management*, Australian National Report, Canberra, Australie.

- Fédération de Russie (2006), *Rapport de la Fédération de Russie présenté en application des obligations de la Russie au titre de la Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs*, Moscou, Russie.
- Hedin, A. (1997), *Spent Nuclear Fuel – How Dangerous is it?*, rapport sur le projet “Description of risk”, SKB Technical Report TR-97-13, Belgique.
- McCombie, C. et B. Tveiten (2004), *Spent Nuclear Fuel and High-level Wastes in Different Countries, A Comparative Overview of Approaches to Management of Spent Nuclear Fuel and High-level Wastes in Different Countries*, NWMO Background papers, Société de gestion des déchets nucléaires, Toronto, Ontario, Canada.
- Ministère des Sciences et de la Technologie (2006), *Deuxième rapport national au titre de la Convention commune sur la sûreté de la gestion du combustible usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs – Exécution par la Corée de ses obligations au titre de la Convention commune*, Deuxième réunion d’examen, 15-16 mai, 2006, ministère des Sciences et de la Technologie, République de Corée.
- NAS/NRC (1957), *The Disposal of Radioactive Waste on Land*, Washington, D.C., États-Unis.
- NAS (2001), *Disposition of High-Level Waste and Spent Nuclear Fuel*, National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C. États-Unis.
- NCRP (1987), *Report 93*, National Council on Radiation Protection & Measurements, Bethesda, Maryland, États-Unis.
- UNSCEAR (2000), *Sources and Effects of Ionizing Radiation*, UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, Volume II, Vienne, Autriche, www.unscear.org.
- US DOE (2003), *Hanford Long-Term Stewardship Program and Transition: Preparing for Environmental Management Cleanup Completion*, RL-2003-39, Washington, D.C., États-Unis.
- US DOE (2009), *Yucca Mountain Repository*, www.ocrwm.doe.gov/repository/index.shtml#4.

Annexe 2

ASPECTS STRATÉGIQUES DE LA GESTION DES DÉCHETS DANGEREUX

La présente annexe dresse un panorama des principaux problèmes stratégiques que pose la gestion des déchets dangereux non radioactifs. Les déchets dangereux sont des substances ou objets de nature beaucoup plus diverse que les déchets radioactifs. Contrairement à l'annexe 1 consacrée aux aspects stratégiques de la gestion des déchets radioactifs dans une perspective internationale, cette annexe utilise surtout des exemples nationaux, principalement allemands et américains, les situations de ces deux pays étant les mieux connues du groupe d'experts chargé d'élaborer ce rapport.

La section A2.1 présente des définitions et classifications des déchets dangereux ainsi que des estimations des quantités produites dans le monde. La section A2.2 énonce les règles et principes éthiques généralement admis pour la gestion de ces déchets. La section A2.3 décrit les différentes solutions de gestion. La section A2.4 revient sur les dangers et risques associés à la gestion des déchets dangereux. La section A2.5 passe en revue les différents concepts de stockage en surface ou en formation géologique ainsi que les modalités de leur mise en œuvre. La section A2.6 s'intéresse aux cadres législatifs et organisationnels. La section A2.7 étudie la question cruciale de la sûreté de la gestion des déchets dangereux. Enfin, la section A2.8 décrit le processus d'aménagement et d'exploitation de centres de stockage en surface ou en formation géologique.

A2.1 Définitions, classifications et quantités de déchets dangereux

Est considéré comme un déchet tout produit dont on n'a plus l'usage, dont on a l'intention de se débarrasser ou dont on s'est déjà débarrassé. Un déchet peut aussi être un produit que la loi impose d'abandonner du fait de ses propriétés dangereuses. Il existe de nombreux types de déchets, comme les déchets ménagers, les boues d'épuration, les déchets des industries manufacturières, les matériaux d'emballage, les véhicules hors d'usage, les vieux postes de télévision, les déchets végétaux, les vieux pots de peinture, etc. Toutes nos activités quotidiennes produisent des déchets très divers issus de sources différentes.

Il existe plusieurs manières légèrement différentes de définir ce qu'est un déchet. Les Parties à la Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination¹ (Bâle, 1989), l'OCDE (OCDE, 2001), l'Union européenne et les différents États ont tous leurs propres définitions.

1. La Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination est le traité international le plus complet en matière de gestion des déchets dangereux et autres. Comptant 170 pays membres (Parties), elle a pour objectif de protéger la santé humaine et l'environnement contre les effets nocifs qui peuvent résulter de la production, de la gestion, des mouvements transfrontières et de l'élimination des déchets dangereux et des autres déchets.

Le questionnaire conjoint OCDE/Eurostat envoyé une année sur deux à tous les pays européens donne du terme « déchet » la définition générale suivante :

« les matériaux qui ne sont pas des produits premiers (c'est-à-dire destinés au marché), qui n'ont plus aucune utilité pour le producteur, que ce soit à des fins de production, de transformation ou de consommation et dont il se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire. Les déchets peuvent provenir de l'extraction de matières premières, de la transformation de matières premières en produits intermédiaires ou finis, de la consommation de produits finis ou de toute autre activité humaine. »

Dans la Convention de Bâle et les documents de l'OCDE et de l'Union européenne, les déchets sont dits dangereux s'ils appartiennent à certaines catégories², définies selon le type de flux ou de constituant, et s'ils présentent une ou plusieurs caractéristiques de danger (voir description à la section A2.4) (Bâle, 1989 ; HWD, 1991 ; OCDE, 1998 ; EWL, 2000 ; OCDE, 2001).

Les types de flux de déchets pris en compte sont notamment les suivants :

- déchets cliniques provenant de soins médicaux dispensés dans des hôpitaux, centres médicaux et cliniques ;
- déchets issus de la production, de la préparation et de l'utilisation de biocides ;
- déchets issus de la fabrication, de la préparation et de l'utilisation de produits de préservation du bois ;
- déchets issus de la production, de la préparation et de l'utilisation de solvants organiques ;
- déchets d'huiles minérales impropres à l'usage initialement prévu ;
- substances et articles contenant, ou contaminés par, des diphényles polychlorés (PCB) ;
- déchets de caractère explosible non soumis à une législation différente ;
- résidus d'opérations d'élimination des déchets industriels.

Les types de constituants pris en compte sont notamment les suivants :

- métaux carbonyles ;
- composés du chrome hexavalent ;
- arsenic, composés de l'arsenic ;
- cadmium, composés du cadmium ;
- mercure, composés du mercure ;
- cyanures inorganiques ;
- solutions acides ou acides sous forme solide ;
- amiante (poussières et fibres) ;
- composés organiques du phosphore ;
- phénols ;
- solvants organiques halogénés.

2. Les listes complètes des catégories de déchets et des constituants de déchets, données par le document de l'OCDE (1998) sont disponibles à l'adresse www.oecd.org/dataoecd/57/1/42262259.pdf.

A2.1.1 Classifications des déchets

Certains pays possèdent leur propre classification des déchets ; d'autres appliquent le système défini dans la Convention de Bâle ; d'autres, enfin, se conforment à la liste de déchets établie par l'Union européenne.

Situation en Europe

La liste européenne des déchets est à ce jour le jalon le plus important sur la voie de l'harmonisation des données sur la production et la gestion des déchets en Europe et de l'élaboration d'une classification des déchets dangereux et non dangereux commune à toute Europe.

Le système européen de classification des déchets a été établi en décembre 1993 par la décision du Conseil 94/3/CE, puis révisé en 2000 et 2001. La liste européenne des déchets de 2001 compte 849 entrées dont 404 concernent des déchets dangereux. Elle est globalement structurée en fonction des différents types de procédés de production et de sources de déchets. Elle comprend trois niveaux indiquant successivement la source du déchet, le procédé par lequel il est produit et les substances qu'il contient. Tous les États membres de l'UE n'ont pas entièrement transposé cette liste dans leur législation et leur système d'enregistrement de données.

Situation aux États-Unis

Aux États-Unis, les déchets dangereux peuvent être des liquides, des solides, des gaz confinés ou des boues. Ils peuvent être les sous-produits de procédés de fabrication ou simplement des produits commerciaux dont on s'est débarrassé, comme des produits de nettoyage ou des pesticides. Dans la loi sur la préservation et la récupération des ressources (*Resource Conservation and Recovery Act – RCRA*), est considéré comme dangereux tout déchet figurant dans l'une des quatre listes de déchets dangereux (listes F, K, P et U) ou présentant au moins l'une des quatre caractéristiques que sont l'inflammabilité, la corrosivité, la réactivité et la toxicité (EPA, 2006a).

La liste F inventorie des déchets de source non spécifique produits par des procédés industriels ou manufacturiers courants, par exemple les solvants de nettoyage ou de dégraissage usagés. La liste K répertorie certains résidus d'industries spécifiques telles que le raffinage du pétrole ou la fabrication de pesticides. Les listes P et U recensent certains produits chimiques commerciaux quand ils sont inutilisés (produits chimiques dont on s'est débarrassé) et peuvent inclure certains pesticides et produits pharmaceutiques.

Les caractéristiques des déchets dangereux aux États-Unis sont les suivantes :

Inflammabilité : un déchet est inflammable s'il peut être à l'origine d'un feu dans certaines conditions, prendre feu spontanément, s'il est oxydant ou s'il est composé de gaz comprimés inflammables dans certaines conditions ou de liquides dont le point d'éclair est inférieur à 60 °C (solvants et huiles usagés, par exemple).

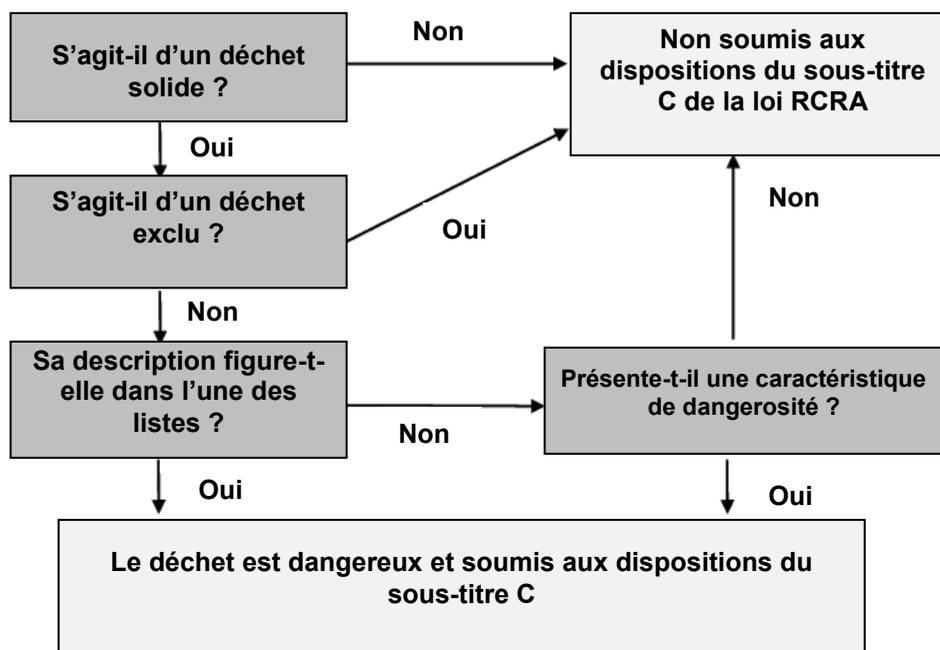
Corrosivité : un déchet est corrosif s'il s'agit d'un liquide fortement acide ou basique (pH inférieur ou égal à 2 ou supérieur ou égal à 12,5) et/ou capable de corroder des conteneurs, réservoirs ou fûts métalliques (acides des batteries, par exemple).

Réactivité : un déchet est réactif s'il est instable dans des conditions « normales » et peut provoquer des explosions ou dégager des fumées, gaz ou vapeurs toxiques lorsqu'il est chauffé ou mélangé à de l'eau (batteries lithium-dioxyde de soufre non déchargées ou explosifs, par exemple).

Toxicité : un déchet est toxique si certains de ses constituants sont dangereux ou mortels lorsqu'ils sont ingérés ou absorbés (mercure ou plomb, par exemple) ou risquent de polluer les eaux souterraines par lixiviation. La toxicité est définie en laboratoire par une procédure du nom de *Toxicity Characteristic Leaching Procedure* (TCLP) (EPA, 1992).

Le sous-titre C de la loi RCRA établit un programme fédéral de gestion des déchets dangereux couvrant l'intégralité de leur cycle de vie (40 CFR, 42 USC). Les déchets dangereux y sont définis comme un sous-ensemble des déchets solides. Les producteurs de déchets, dont la responsabilité est engagée dès le moment où le déchet est créé, sont chargés de déterminer eux-mêmes si ce déchet est dangereux. Ils peuvent, pour ce faire, se servir des résultats de tests ou se fonder sur leurs connaissances des procédés. La procédure générale de détermination d'un déchet dangereux aux États-Unis est représentée sur la figure A2.1.

Figure A2.1 : Procédure de détermination d'un déchet dangereux aux États-Unis



L'objectif du programme établi par le sous-titre C est de garantir une gestion des déchets en protégeant la santé humaine et l'environnement. À cet effet, le sous-titre C régleme la production, le transport, le traitement, l'entreposage et le stockage des déchets dangereux. En pratique, ce système revient à régleme un grand nombre de gestionnaires de déchets. En 2003, l'*Environmental Protection Agency*, EPA (Agence américaine pour la protection de l'environnement) suivait près de 600 installations de traitement, d'entreposage ou de stockage, 18 000 transporteurs et 16 000 gros producteurs de déchets³. Le programme mis en place par le sous-titre C constitue une réglementation

3. La loi RCRA définit les gros producteurs de déchets comme étant ceux qui produisent 1 000 kg ou plus de déchets dangereux par mois calendaire ou 1 kg ou plus de déchets extrêmement dangereux par mois calendaire (EPA, 2006a).

environnementale complète du traitement et de la gestion des déchets dangereux. Elle définit tout d'abord les critères à appliquer pour déterminer si un déchet solide est dangereux ainsi que les exigences auxquelles doivent satisfaire les trois catégories de gestionnaires de déchets : producteurs, transporteurs et installations de traitement, d'entreposage ou de stockage. Le sous-titre C établit également des normes techniques de conception et d'exploitation sûres des installations de traitement, d'entreposage ou de stockage. Presque tous les déchets dangereux produits aux États-Unis sont traités et stockés dans le pays.

A2.1.2 Rythme annuel de production de différents types de déchets

Chaque année, on produit dans le monde entre 8 et 10 milliards de tonnes de déchets (si l'on exclut les résidus d'extraction et de traitement miniers qui ne sont pas normalement comptabilisés), dont plus de 400 millions de tonnes de déchets dangereux. Dans la zone OCDE, les quantités annuelles produites de déchets et de déchets dangereux se montent à 4,5 milliards et de 150 à 200 millions de tonnes, respectivement.

L'Union européenne est à l'origine de plus de 2 milliards de tonnes de déchets – dont des déchets dangereux – ce qui représente 3,8 tonnes par personne et par an. La plupart de ces déchets sont produits par les ménages, les établissements commerciaux (magasins ou restaurants, par exemple), les hôpitaux, les installations industrielles (produits pharmaceutiques et confection, par exemple), les exploitations agricoles (qui produisent notamment des lisiers), les chantiers de construction et de démolition, les mines, les carrières, et la production d'énergie.

Étant donné la masse des déchets, il est vital d'en organiser la gestion de manière à réduire au minimum les risques pour la santé humaine et l'environnement. Même si les déchets dangereux ne représentent que 3 % du total des déchets produits en Europe, ils sont soumis à une législation particulière et nécessitent des modes de gestion spécifiques permettant de les maintenir isolés des déchets non dangereux et de les traiter de façon différente.

Aux États-Unis, les déchets industriels représentent environ 0,5 milliard de tonnes, dont 35 millions de tonnes de déchets classés dangereux (OCDE, 2008).

L'OCDE publie des statistiques sur la production des déchets dangereux (voir tableau A2.1). Cependant, les données sont rares et généralement établies en fonction de classifications et définitions nationales qui rendent difficiles les comparaisons entre pays. Le plus souvent, les statistiques de l'OCDE sur les déchets dangereux ne fournissent pas d'information sur la composition exacte de ces déchets.

À cause de ces différences entre définitions nationales, les données sur les déchets dangereux ne sont pas directement comparables. À l'heure actuelle, il est impossible de savoir dans quelle mesure les écarts que révèlent les statistiques résultent des différences dans :

- la classification des déchets dangereux ;
- les systèmes et obligations de collecte des déchets dangereux ;
- les systèmes d'enregistrement et de conservation des données sur les déchets dangereux ;
- les structures industrielles ;
- l'application des technologies moins polluantes et d'autres méthodes de réduction des déchets.

C'est pourquoi, il convient de faire preuve de prudence quand on compare entre elles les données sur les déchets dangereux de différents pays (AEE, 1999 ; AEE, 2002).

Tableau A2.1 : Production de déchets dangereux de certains pays de l'OCDE (tonnes par an)

Pays	Définition des déchets*	2000	2001	2002	2003	2004
Allemagne	N	14 937 000	15 830 000	19 636 000	19 515 000	18 401 000
Autriche	N	1 035 000	1 026 000	920 000	n.a.	1 014 000
Corée	N	2 779 000	2 858 000	2 915 000	2 913 000	n.a.
Danemark	N	183 000	200 000	248 000	328 000	342 000
Espagne	N	3 063 000	3 223 000	3 223 000	3 223 000	3 534 000
États-Unis	N	n.a.	37 033 000	n.a.	27 376 000	n.a.
Finlande	N	963 000	827 000	1 188 000	n.a.	2 349 000
France	N	9 150 000	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Grèce	N	391 000	326 000	353 000	354 000	n.a.
Hongrie	B	951 000	893 000	543 000	n.a.	n.a.
Italie	N	3 911 000	4 279 000	5 025 000	5 440 000	5 365 000
Pologne	N	1 601 000	1 308 000	1 029 000	1 339 000	1 349 000
République slovaque	N	1 627 000	1 663 000	1 441 000	1 258 000	1 021 000
République tchèque	N	263 000	2 817 000	1 311 000	1 219 000	1 447 000
Royaume-Uni	N	5 419 000	5 526 000	5 370 000	4 991 000	5 285 000
Suède	B / N (2004)	1 100 000	n.a.	n.a.	n.a.	1 354 000

Notes : * Définition des déchets : N – nationale ou autre définition, dont la liste européenne des déchets ;
B – Convention de Bâle.

Source : OCDE, 2007a.

A2.2 Éthique et principes de stockage définitif des déchets

Les politiques et pratiques de gestion des déchets dangereux évoluent depuis longtemps et diffèrent d'un pays membre de l'OCDE à un autre. Lorsqu'ils élaborent la stratégie de gestion de leurs déchets, de nombreux pays appliquent dans une certaine mesure les principes suivants (BC, 1995) :

- Réduction à la source* – Il importe de produire le moins de déchets possible, tant en termes de tonnage qu'en termes de potentiel de pollution. Dans cette perspective, on doit recourir à des conceptions d'installations et de procédés appropriées, par exemple, le recours à des procédés de fabrication efficaces, la réduction des volumes de matériaux à éliminer dans les produits de grande consommation ou l'augmentation de la durabilité des produits.
- Cycle de vie intégral* – Les substances et produits doivent être conçus et gérés de telle sorte que leur impact sur l'environnement soit minimal, que ce soit aux étapes de leur production, de leur utilisation, de leur récupération ou de leur gestion quand ils n'ont plus d'utilité.
- Précaution* – Des mesures préventives doivent être prises, compte tenu des coûts et avantages de l'action et de l'inaction, lorsqu'il existe la moindre raison scientifique de penser que le rejet dans l'environnement d'une substance, d'un déchet ou d'une forme d'énergie risque de mettre en danger la santé humaine ou l'environnement.

- d) *Maîtrise intégrée de la pollution* – La gestion des déchets dangereux doit relever d'une stratégie qui tient compte des éventuels effets synergiques entre les substances.
- e) *Normalisation* – Il doit être établi des normes de gestion écologique des déchets dangereux à toutes les étapes de leur collecte, de leur valorisation, de leur traitement et de leur stockage.
- f) *Autosuffisance* – Les pays doivent veiller à ce que les déchets qu'ils ont eux-mêmes produits soient éliminés sur leur territoire par des moyens compatibles avec une gestion écologiquement rationnelle, sachant qu'il peut aussi être rentable et écologiquement rationnel de traiter certains déchets à l'étranger.
- g) *Proximité* – Le traitement et le stockage des déchets dangereux doivent avoir lieu aussi près que possible du lieu de leur production, sachant qu'il peut être à la fois économiquement et écologiquement rationnel de traiter certains déchets dans des installations spécialisées plus éloignées des sites de production.
- h) *Réduction des mouvements transfrontières au minimum* – Les mouvements transfrontières de déchets dangereux doivent être aussi limités que possible, à condition que la gestion de ces déchets reste efficace et écologique.
- i) *Pollueur-payeur* – Le pollueur potentiel doit prendre des mesures pour prévenir toute pollution et, en cas d'échec, payer pour remédier aux conséquences des pollutions dont il est la cause.
- j) *Souveraineté* – Les pays doivent créer leur infrastructure nationale de gestion des déchets en fonction des conditions politiques, sociales et économiques existantes. Par exemple, un pays peut interdire l'importation de déchets dangereux sur son territoire conformément à sa législation environnementale.
- k) *Participation du public* – Les pays doivent faire en sorte que, à toutes les étapes du processus décisionnel, les solutions de gestion des déchets soient étudiées en consultation avec le public, lorsque cela est pertinent. En outre, le public doit avoir accès aux informations sur la gestion des déchets dangereux.

Les principes f), g) et h) sont évidemment liés. Il convient de reconnaître que les paramètres à prendre en compte pour le stockage peuvent différer de ceux retenus pour la valorisation qui, si elle est rationnelle, est source d'avantages écologiques et économiques qui doivent être encouragés.

Les aspects économiques, sociaux, techniques et institutionnels influent sur la définition des politiques nationales ou régionales en matière de gestion des déchets. Toute activité industrielle génère inévitablement des sous-produits ou des déchets, en plus des biens et services directement créés. Or comme la plupart des États aspirent à la croissance industrielle, la question de la gestion des déchets finit toujours par se poser. Dans bon nombre de pays, une mauvaise gestion de certains déchets dangereux a eu des conséquences catastrophiques, et les données sur les multiples sites où des déchets ont été improprement stockés sont nombreuses. Les coûts de réaménagement sont souvent extrêmement élevés, et il est parfois impossible d'éliminer tout risque pour la santé humaine et l'environnement.

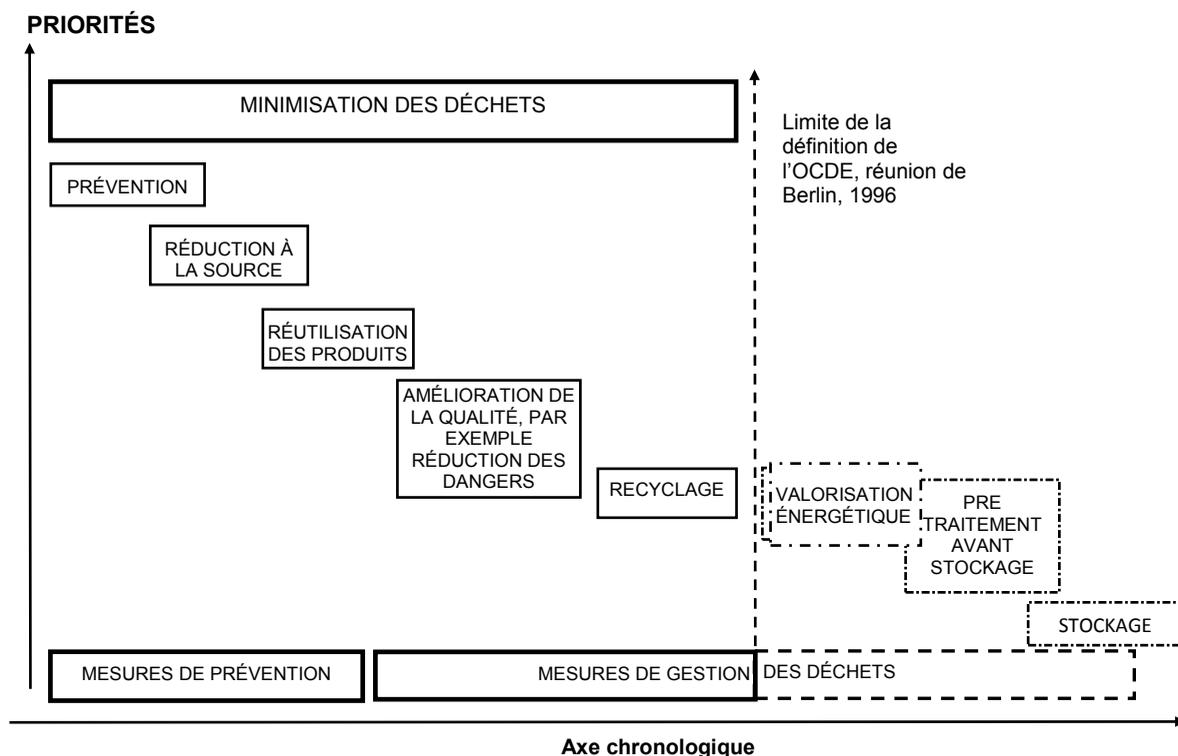
Sous une forme ou une autre, et avec certaines spécificités nationales, on retrouve les principes susmentionnés à la base de toutes les stratégies de gestion des déchets dangereux actuellement appliquées. Un pays mettra l'accent sur certains aspects plutôt que d'autres en fonction de divers facteurs, dont les coûts, la géographie, la palette d'activités industrielles, le niveau de sensibilisation du public et le mandat législatif.

Ainsi, on peut dire (Kummer, 1995) que « une future stratégie de gestion des déchets (...) doit avant tout être globale, holistique et intégrée, et axée sur la prévention. Elle doit cependant permettre l'adoption de règles régionales (...) et l'application des règles sectorielles en place qui vont dans le sens de ses propres objectifs et dispositions. »

A2.3 Solutions de gestion des déchets dangereux

En matière de traitement et de gestion des déchets dangereux, il existe de nombreuses possibilités parmi lesquelles la prévention stricte, la réduction à la source, la limitation des quantités, la réutilisation, le recyclage, la valorisation énergétique et le stockage. Accumuler les déchets n'est pas une démarche viable. La meilleure solution est toujours d'éviter d'en produire en réintégrant les matières et produits dans le cycle lorsqu'il existe des moyens écologiquement et économiquement rationnels de le faire. Dans de nombreux pays, le stockage est considéré comme le dernier recours, à n'employer que lorsqu'on a épuisé toutes les autres solutions ; autrement dit, seuls les déchets qui ne peuvent être évités, réutilisés, recyclés ou traités sous une forme ou une autre (y compris par incinération) et ceux dont les quantités ne peuvent être réduites doivent être stockés. La quasi-totalité des stratégies de gestion s'appuient sur une hiérarchisation des solutions de gestion des déchets. À titre d'exemple, la figure A2.2 illustre la hiérarchie établie par l'OCDE comme outil de travail pour sa définition de la minimisation des déchets.

Figure A2.2 : Définition de travail de la minimisation des déchets établie par l'OCDE



Prévention : prévention stricte de la production de déchets, que ce soit en termes qualitatifs (élimination de presque toutes les substances dangereuses) ou quantitatifs (réduction de la quantité de matières ou d'énergie utilisées lors de la production, de la consommation et de la distribution de marchandises).

Réduction à la source : réduction au minimum des quantités de substances toxiques ou dangereuses utilisées et économie maximale de matières et d'énergie.

Réutilisation : utilisations successives d'un produit sous sa forme d'origine, pour son usage initial ou à d'autres fins, avec ou sans reconditionnement.

Recyclage : utilisation des constituants des déchets pour fabriquer d'autres produits de même nature que les produits d'origine ou proches de ces produits.

Valorisation énergétique : récupération du contenu énergétique des déchets avec ou sans prétraitement.

Traitement : réduction du volume, de la masse ou de la toxicité des déchets par des procédés mécaniques, physiques, chimiques ou biochimiques avant leur stockage définitif.

Source : OCDE, 1997.

La mise en œuvre et l'exploitation de centres de gestion des déchets dangereux obéissent aux lois du marché. Les grandes entreprises qui produisent d'importantes quantités de déchets possèdent leurs propres installations de traitement et de stockage, par exemple des incinérateurs, des installations de traitement physico-chimique et des décharges, et assurent souvent elles-mêmes le transport des déchets. Les petites et moyennes entreprises et les grandes entreprises peu productrices de déchets font plutôt appel à des tiers pour la collecte et le transport des déchets. De petites quantités de déchets sont aussi directement apportées dans les centres de collecte/stations de transfert exploités par des gestionnaires de déchets privés ou publics. Les déchets y sont regroupés en lots en fonction des contraintes de traitement et de stockage.

L'entreposage à court terme des déchets dangereux répond à plusieurs objectifs. Il s'agit principalement de conserver les déchets en toute sécurité jusqu'à leur traitement, mais aussi d'attendre que s'accumule une quantité suffisante de déchets pour qu'il soit économiquement viable de les traiter. L'entreposage peut également être mis en place à des fins de contrôle et d'inspection.

Les méthodes de traitement sont sélectionnées en fonction de la composition et de la dangerosité des déchets. Certains constituants dangereux peuvent être totalement détruits par le traitement. Ainsi, la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (POP) stipule que les déchets :

« ...sont manipulés, recueillis, transportés et emmagasinés d'une manière écologiquement rationnelle et sont éliminés de manière à ce que les polluants organiques persistants qu'ils contiennent soient détruits ou irréversiblement transformés (...) ou autrement éliminés d'une manière écologiquement rationnelle lorsque la destruction ou la transformation irréversible ne constitue pas l'option préférable du point de vue écologique ou la teneur en polluants organiques persistants est faible. » (SC, 2004)

L'objectif du traitement des déchets par voie physico-chimique ou biologique est de les rendre incinérables ou stockables sans risque pour l'environnement, ou parfois même recyclables (BATWI, 2006).

Deux grandes catégories de déchets dangereux sont traitées par voie physico-chimique :

- *Les déchets principalement constitués de polluants inorganiques*, par exemple, les acides, les solutions de métaux lourds, les cyanures, les nitrites et les chromates. Ces déchets proviennent essentiellement des industries chimique et automobile.
- *Les déchets principalement constitués de polluants organiques*, par exemple, les eaux usées chargées en hydrocarbures, les réfrigérants et les lubrifiants de synthèse, les eaux de rinçage et de lavage chargées en polluants organiques que produisent le travail des métaux, la construction automobile, le nettoyage des réservoirs et des cuves ou d'autres activités connexes.

L'incinération est un traitement qui convient à un très large éventail de déchets. Elle est disponible à l'échelle industrielle, et on dispose à son sujet de connaissances et de données détaillées. Elle permet de réduire fortement les dangers inhérents à un grand nombre de substances (BATWI, 2006).

L'incinération vise à :

- réduire les quantités de déchets solides, liquides ou semi-liquides dont le stockage ou le traitement physico-chimique ne peuvent se faire sans risque pour l'environnement ;
- limiter le plus possible la dangerosité de certains constituants des déchets ;
- réduire substantiellement le volume et la masse de déchets ;
- récupérer de l'énergie.

Au cours des 10 à 15 dernières années, les technologies des installations d'incinération ont rapidement progressé. Cette évolution a été en grande partie imposée par la législation propre au secteur, qui vise à réduire les émissions atmosphériques⁴. Les procédés évoluent constamment, et le secteur met actuellement au point des techniques qui permettent tout à la fois de limiter les coûts et de préserver ou même d'améliorer les performances environnementales. Les installations d'incinération qui respectent les valeurs limites fixées par la directive européenne sur l'incinération des déchets et qui appliquent les meilleures techniques disponibles (MTD) ne présentent aucun danger significatif pour la santé humaine (Bachmann *et al.*, 1993).

Le recours aux MTD⁵ est un moyen de s'assurer que les déchets sont gérés de façon écologiquement rationnelle dans une installation particulière. Certains pays de l'OCDE (principalement de l'UE) les ont adoptées à travers la réglementation nationale ou internationale, car elles procurent des avantages environnementaux sans sacrifier la viabilité économique.

L'approche générale de l'Union européenne en matière de MTD a été mise au point dans le contexte de la directive relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution (PRIP) de 1996⁶. Cette directive vise à prévenir et à maîtriser la pollution créée par les installations de 33 secteurs industriels⁷ identifiés, dont celui de la gestion des déchets. Les installations industrielles sont notamment tenues d'appliquer plusieurs principes généraux, dont celui des MTD. Dans l'UE, le principe des MTD est une obligation légale ou réglementaire qui sert de critère aux autorités compétentes pour accorder des autorisations ou permis aux installations. L'approche de l'UE en ce qui concerne les MTD sert de base pour fixer les valeurs limites d'émission et les conditions d'exploitation prises en compte dans la procédure d'autorisation. Elle est définie comme suit :

« ... le stade de développement le plus efficace et avancé des activités et de leurs modes d'exploitation, démontrant l'aptitude pratique de techniques particulières à constituer, en principe, la base des valeurs limites d'émission visant à éviter et, lorsque cela s'avère impossible, à réduire de manière générale les émissions et l'impact sur l'environnement dans son ensemble. »

Participation du public à la gestion des déchets dangereux – l'exemple des États-Unis

Le programme d'autorisation des installations de gestion des déchets dangereux de la loi RCRA associe le public au processus décisionnel en lui offrant l'égalité d'accès à l'information et la possibilité de participer à la procédure d'autorisation des installations. Pour ce faire, on a défini une politique de participation (EPA, 2003) qui recouvre l'éventail complet des actions et mécanismes

-
4. Les principaux problèmes causés par l'incinération sont les rejets de micropolluants organiques, comme les dibenzo-p-dioxines polychlorées et les dibenzo-p-furanes polychlorés, et les rejets de métaux volatils, comme le mercure, le cadmium et le plomb qui peuvent être transportés sur de longues distances.
 5. Appliquer les meilleures techniques disponibles signifie recourir à une technologie, des procédés, des équipements et des méthodes d'exploitation fondés sur des connaissances scientifiques dont l'intérêt fonctionnel a été testé de façon satisfaisante dans des installations en service comparables.
 6. Voir la directive 96/61/CE (24 septembre 1996) relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution, modifiée par les directives 2003/35/CE (26 mai 2003) et 2003/87/CE (13 octobre 2003) et par le règlement (CE) n° 1882/2003 (29 septembre 2003).
 7. Voir l'annexe I de la directive 96/61/CE (24 septembre 1996) relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution : « Catégories d'activités industrielles visées à l'article 1^{er} ».

employés par l'EPA pour associer le public à ses travaux. Cette politique s'applique à tous les programmes et toutes les activités de l'EPA, y compris ceux qu'établit la loi RCRA.

Si la participation du public est tant encouragée c'est que le processus de gestion des déchets dangereux, en particulier les aspects relatifs au choix de l'emplacement d'une nouvelle installation de gestion, présente non seulement des difficultés techniques, mais aussi des dimensions sociales, économiques et politiques (EPA, 1997).

En matière sociale, l'un des points importants est le principe de justice environnementale, c'est-à-dire la répartition équitable des risques environnementaux entre toutes les catégories ethniques et socio-économiques. L'EPA aborde la question de la justice environnementale au niveau local et de façon spécifique pour chaque site. Elle encourage les autorités et les exploitants d'installations à exploiter tous les moyens raisonnables pour s'assurer que tous les segments de la population ont les mêmes chances de participer à la procédure d'autorisation et d'accéder à l'information au cours de la procédure. Certains États ont même adopté des dispositions sur la justice environnementale.

A2.4 Dangers et risques liés à la gestion des déchets dangereux

Est dit dangereux tout déchet que ses propriétés rendent dangereux ou potentiellement dangereux pour la santé humaine et l'environnement. Les déchets dangereux sont très nombreux et de nature très diverse. Ce peut être des liquides, des solides, des gaz confinés ou des boues et les sous-produits de procédés de fabrication ou simplement des produits commerciaux évacués, comme des produits de nettoyage ou des pesticides.

Nature du danger

Selon l'OCDE (OCDE, 2001), les caractéristiques de danger d'un déchet sont les suivantes :

- explosifs ;
- liquides ou solides inflammables ;
- matières spontanément inflammables ;
- matières qui, au contact de l'eau, émettent des gaz inflammables ;
- matières comburantes ;
- peroxydes organiques ;
- matières toxiques (aiguës) ;
- matières infectieuses ;
- matières corrosives ;
- matières libérant des gaz toxiques au contact de l'air ou de l'eau ;
- matières toxiques (effets différés ou chroniques) ;
- matières écotoxiques ;
- matières susceptibles après stockage définitif de donner lieu, par quelque moyen que ce soit, à une autre substance (...) qui possède l'une des caractéristiques énumérées ci-dessus.

Comme dans le cas des déchets radioactifs, les risques que présentent ces déchets dépendent en général de leur quantité et de leur composition ainsi que de la durée d'exposition.

On considère souvent que le risque associé à un déchet est le produit de la probabilité d'exposition par l'impact de l'exposition aux constituants toxiques du déchet. En limitant les possibilités d'accès au déchet dangereux, on réduit la probabilité d'exposition. Les conséquences de cette exposition dépendent de la quantité et de la composition du déchet.

Accessibilité

Pour réduire la probabilité d'exposition à des déchets dangereux on diminue leur accessibilité. Pour ce faire, il existe plusieurs méthodes qui dépendent du type de substance dangereuse présente dans les déchets. Pendant la collecte, le transport et la manipulation de déchets dangereux, on doit prendre des mesures comparables à celles de l'industrie chimique (vêtements de protection, conteneurs de transport spéciaux, etc.) pour éviter les risques sanitaires. Les fuites ou les rejets dans l'environnement sont soigneusement évités.

Après réduction de leur volume et traitement, les déchets sont stockés. Le stockage en formations géologiques (par exemple, dans du sel gemme comme en Allemagne) réduit substantiellement l'accessibilité grâce à une série de barrières ouvragées et naturelles. Une fois traités, les déchets présentent généralement des propriétés, telles qu'une faible solubilité, qui limitent leur migration dans l'environnement et, en définitive, les risques d'exposition des personnes.

Évolution des dangers avec le temps

Les déchets qui contiennent des substances dangereuses éliminables sont le plus souvent traités, par exemple par incinération, avant d'être stockés. Cependant, il existe des substances dangereuses, comme les métaux lourds toxiques, dont la toxicité ne diminue pas avec le temps. Ces déchets ont en quelque sorte une « période » infinie et c'est pourquoi il faut les isoler de la biosphère sur de très longues durées.

Pratiques adoptées pour limiter l'impact négatif de la gestion des déchets dangereux

Depuis trente ans, l'inquiétude n'a cessé de grandir dans le public et la sphère politique face aux quantités et à la toxicité croissantes des déchets dangereux et, partant, à leur impact environnemental. À de nombreuses reprises, les sols et les eaux souterraines ont été contaminés, et la santé de populations mise en danger parce que des déchets avaient été mal gérés (AEE, 2000). Les méthodes et pratiques de gestion adoptées déterminent en effet fortement l'impact environnemental de ces déchets de plus en plus nombreux et toxiques.

Jusqu'à présent, l'évolution des pratiques de stockage des déchets s'est toujours faite suivant la double règle de la moindre résistance et du moindre coût. Plusieurs facteurs ont conduit à opter pour des méthodes de stockage dans des installations de surface et de subsurface, parmi lesquels le coût relativement faible des terrains et des procédures de mise en décharge, les possibilités limitées offertes par les autres concepts de stockage et les conséquences économiques des législations environnementales, tant régionales (UE, par exemple) que nationales, dont le principal objectif était de protéger la qualité de l'eau et de l'air.

Les gaz émis par les installations de surface sont principalement dus à la dégradation biologique des matières organiques. L'application intégrale de la directive européenne concernant la mise en

décharge des déchets devrait entraîner une réduction des flux de matières organiques vers les centres de stockage de surface, donc limiter ce problème dans les années à venir dans les États membres de l'UE. Depuis la mi-2005, la mise en décharge de déchets biodégradables est interdite en Allemagne (MWLO, 2001).

Les risques liés aux installations de stockage peuvent être maîtrisés si l'on applique des pratiques opérationnelles fiables, si l'on effectue un contrôle strict des déchets acceptés et si l'on traite et gère correctement les effluents liquides et gazeux. Les lixiviats peuvent présenter de fortes concentrations de métaux lourds, de substances organiques et de sels, mais il est possible de réduire les risques associés en traitant les eaux usées de manière appropriée avant leur rejet.

Aux États-Unis, les installations de stockage doivent avant tout prévenir le risque de contamination des eaux souterraines. L'EPA applique une stratégie de protection des eaux souterraines à trois niveaux, articulée autour de restrictions à la mise en stockage (*land disposal restrictions* – LDR), d'unités de stockage en surface (*land disposal units* – LDU) et d'un programme de surveillance des eaux souterraines (*groundwater monitoring* – GWM). Les LDR sont la première ligne de défense puisque les déchets dangereux entreposés ou stockés sur ou dans le sol risquent de contaminer les eaux souterraines. Ces restrictions s'appliquent sur l'intégralité du cycle de vie c'est-à-dire de la production au stockage du déchet. Les normes de traitement prévues pour les LDR visent à réduire la toxicité et la mobilité de chaque constituant dangereux.

Trois opérations sont interdites dans les LDR :

- le stockage de déchets dangereux non traités ;
- l'entreposage de longue durée de déchets dangereux pour éviter un traitement approprié ;
- la dilution de déchets dangereux pour se conformer aux normes de traitement, sauf si la norme de traitement spécifiée est la « désactivation ».

Le respect des normes impose de traiter les déchets avant de les stocker. Le plus souvent, les normes de traitement sont établies à partir d'une évaluation des meilleures technologies disponibles démontrées (*best demonstrated available technologies* – BDAT). Une technologie est considérée comme une BDAT s'il a été démontré qu'elle traite efficacement les matières dangereuses d'un flux de déchets et si elle est accessible sur le marché. Les déchets dangereux doivent être traités de l'une ou l'autre manière suivante :

- application d'une technologie de traitement (autre que la dilution interdite) pour ramener les concentrations de constituants aux niveaux autorisés (par exemple, 0,05 mg/l) ;
- application d'une BDAT spécifiée (par exemple, combustion).

L'EPA interdit de substituer l'entreposage au traitement des déchets. Les installations de traitement, d'entreposage et de stockage ne sont autorisées à entreposer des déchets que si l'objectif est d'en accumuler des quantités suffisantes pour que la valorisation, le traitement ou le stockage s'effectuent dans de bonnes conditions. L'EPA interdit également de substituer la dilution au traitement. En général, la dilution ne permet pas de satisfaire à l'exigence légale de réduction de la toxicité et de la mobilité des constituants dangereux. Elle est autorisée dans certaines situations, lorsqu'il s'agit de réunir des déchets du même type pour en faciliter le traitement : c'est ainsi que l'on procède pour la gestion des déchets inflammables, corrosifs ou réactifs, ou dans les systèmes de traitement réglementés par la loi sur la propreté de l'eau (*Clean Water Act*).

Les unités de stockage en surface (LDU) construites selon les règles constituent la deuxième ligne de défense des eaux souterraines. Elles peuvent prendre les formes suivantes :

- lagunages (dépressions naturelles ou artificielles utilisées pour la gestion des déchets liquides) ;
- entreposages (décharges de surface destinées à l'entreposage ou au traitement de déchets non liquides) ;
- unités de traitement des sols (exploitant les propriétés de biodégradation du sol) ;
- décharges (dernière étape du cycle de vie d'une grande partie des déchets dangereux).

Enfin, la surveillance des eaux souterraines (GWM) constitue la dernière ligne de défense. Les exploitants de LDU doivent surveiller les aquifères sous-jacents pour vérifier l'absence de contamination et donc d'écoulement de substances dangereuses. Si les valeurs mesurées révèlent un rejet de substance, l'exploitant doit prendre des mesures correctives. Les programmes GWM doivent tenir compte de l'hydrologie du site et prévoir des procédures d'échantillonnage et d'analyse qui garantissent la cohérence des résultats.

A2.5 Panorama sur les stockages en surface et en formation géologique et leur mise en œuvre

Le stockage est un élément essentiel de la plupart des stratégies de gestion des déchets. Même en utilisant tous les moyens possibles pour éviter de produire et pour recycler les déchets, il reste toujours des résidus qu'il faut stocker. Dans la pratique, rien ne garantit que des barrières artificielles puissent empêcher indéfiniment une installation de surface de rejeter des polluants. Très souvent, les barrières naturelles ne sont pas structurées de manière uniforme, et en prévoir les performances à long terme est une tâche difficile.

La maîtrise des impacts environnementaux, aux étapes de la planification, de la conception, de l'exploitation, de l'évaluation et de la maintenance d'un stockage, repose sur le concept des barrières multiples (Stief, 1987). L'application de ce concept aux sites de stockage est le principal moyen de s'assurer qu'on transmettra des installations de qualité satisfaisante aux générations futures.

Les composants suivants assurent la fonction de barrière :

- propriétés naturelles du site ;
- membrane d'étanchéité recouvrant le fond du stockage ;
- matières stockées (déchets) ;
- membrane d'étanchéité recouvrant le stockage (couverture) ;
- usage contrôlé du site de stockage après sa fermeture ;
- surveillance et contrôle à long terme du comportement du stockage.

Le plus souvent, la conception d'un stockage se fait en tenant compte du pire des scénarios de lixiviation des déchets. Pour satisfaire aux exigences imposées par ce scénario, on ajoute souvent un revêtement composite isolant à la membrane du fond et à la couverture qui sont exigées dans tout type d'installation de surface.

Les déchets stockés contiennent généralement le moins possible de matières organiques et/ou solubles. Pour limiter les phénomènes de tassement, on compacte fortement les déchets avant de les stocker.

Position européenne : directive concernant les décharges

La directive européenne sur les décharges s'applique à toutes les décharges qui sont définies comme des sites de stockage définitif de déchets sur ou dans la terre. Elle définit trois grandes catégories d'installations de stockage :

- décharges pour déchets inertes ;
- décharges pour déchets non dangereux ;
- décharges pour déchets dangereux.

L'objectif de cette directive est de réduire autant que possible les effets négatifs pour l'environnement et les risques pour la santé humaine en établissant des exigences techniques strictes applicables aux déchets et aux centres de stockage. Elle fixe des objectifs de réduction de la quantité de déchets biodégradables mis en décharge : atteindre 75 % du niveau de 1995 d'ici 2010, 50 % du niveau de 1995 d'ici 2013 et 35 % du niveau de 1995 d'ici 2020.

La directive énonce les critères à respecter en matière de choix d'un site de stockage, et les moyens et techniques à employer pour contrôler les écoulements d'eau, gérer les lixiviats, protéger le sol et les eaux et limiter les émissions de méthane.

La directive prévoit également une procédure normative d'admission des déchets pour limiter les risques :

- les déchets doivent être traités avant d'être admis en décharge ;
- les déchets dangereux au sens de la directive doivent être stockés dans une décharge pour déchets dangereux ;
- les déchets municipaux et les déchets non dangereux sont stockés dans les décharges pour déchets non dangereux ;
- les décharges pour déchets inertes sont réservées aux déchets inertes ;
- des critères d'admission des déchets doivent être définis pour chaque catégorie de décharge.

Les critères d'admission des déchets prévus par la directive définissent les normes que les déchets doivent respecter pour être acceptés dans l'une des trois catégories de décharge.

Ces critères d'admission sont établis pour mieux maîtriser la nature des déchets mis en décharge et pour réduire au minimum l'impact de cette forme de stockage. En outre, l'obligation de caractériser tous les déchets mis en décharge est un moyen de sensibiliser les producteurs aux types de déchets qu'ils génèrent et d'améliorer la connaissance d'ensemble sur la composition des déchets stockés.

En général, les critères d'admission des déchets diffèrent selon la catégorie de décharge. Chaque critère doit inclure :

- une liste de déchets autorisés qu'il n'est pas nécessaire de tester ;
- des valeurs limites de lixiviation applicables à un certain nombre de polluants ;
- des valeurs limites se rapportant à d'autres paramètres.

Les déchets suivants ne sont pas acceptés dans les décharges :

- déchets liquides ;
- déchets inflammables ;
- déchets explosifs ou comburants ;
- déchets hospitaliers et autres déchets cliniques infectieux ;
- pneus usés, à l'exception de certains types de pneus ;
- tout autre type de déchets ne répondant pas aux critères d'admission.

Les sites de stockage en formation géologique ne relèvent pas des critères génériques d'admission des déchets dangereux. Les déchets qu'ils accueillent doivent satisfaire à des critères d'admission spécifiques définis en fonction des caractéristiques de chaque site.

La figure A2.3 présente une vue d'ensemble des possibilités de mise en décharge prévues par la directive européenne sur les décharges. Comme les critères d'admission prévus par la directive doivent être transposés en droit national, la mise en œuvre concrète peut varier d'un État membre à l'autre.

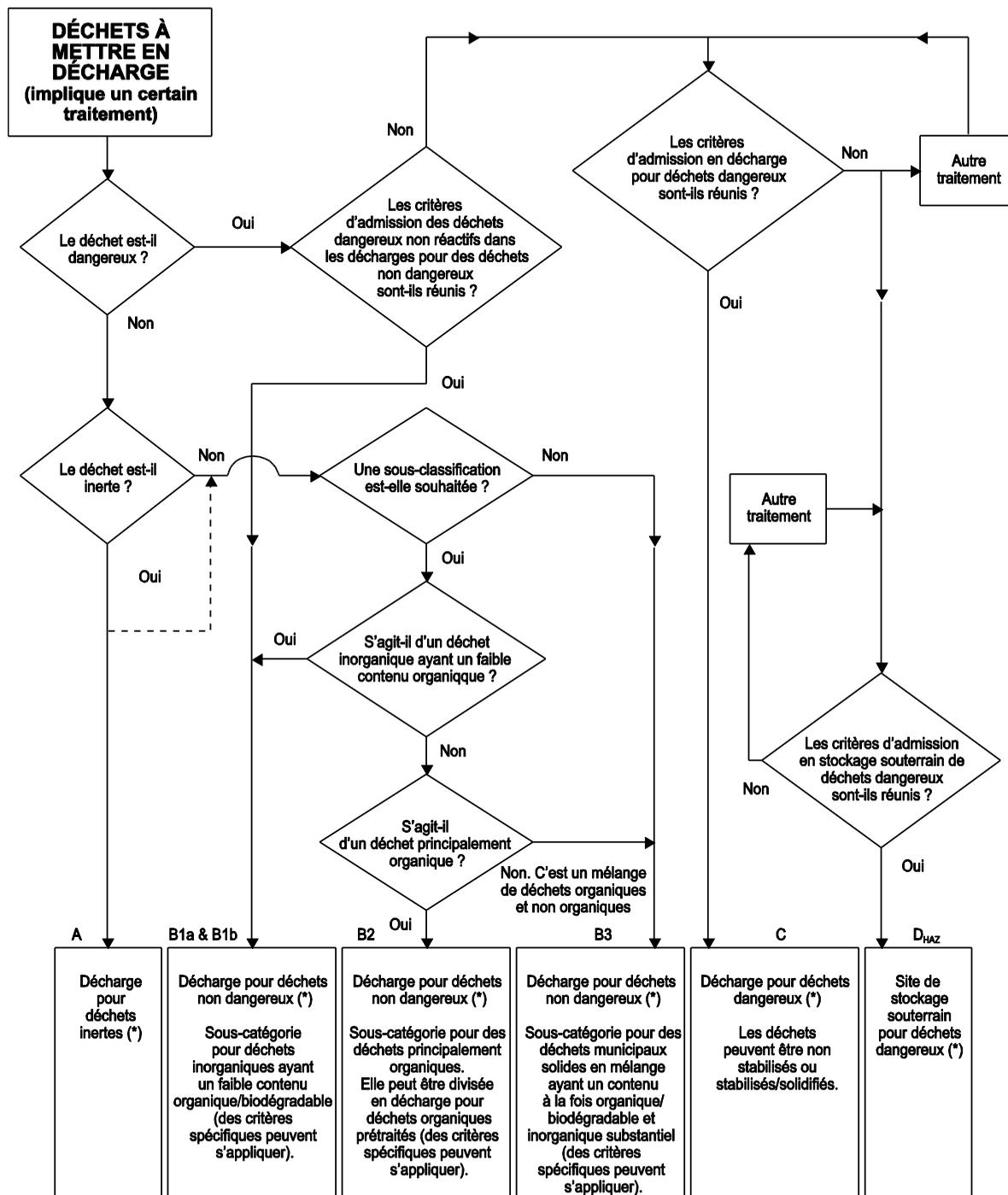
Stockage des déchets en décharge en Allemagne

En Allemagne, un décret sur les décharges établit les critères d'admission des déchets et définit les classes de décharge suivantes dotées de critères d'admission à respecter :

- Classe 0 : stockage en surface de déchets inertes (déchets de construction et déblais non contaminés) (classe A de l'UE) ;
- Classe I : stockage en surface d'autres déchets inertes (classes B1a et B1b de l'UE) ;
- Classe II : stockage en surface de déchets municipaux non dangereux (classes B2 et B3 de l'UE) ;
- Classe III : stockage en surface de déchets dangereux (classe C de l'UE) ;
- Classe IV : stockage souterrain, autre qu'en formation saline, de déchets dangereux (classe D de l'UE).

Les stockages souterrains de classe IV en formations salines sont soumis à des exigences de construction spécifiques, et leurs exploitants doivent respecter certaines instructions relatives à la conservation à long terme des comptes-rendus sur la sûreté.

Figure A2.3 : Possibilités de mise en décharge offertes par la directive européenne sur les décharges



(*) En principe, le stockage souterrain est également possible pour les déchets inertes et non dangereux.

Les déchets ne peuvent être acceptés dans une installation ou une partie de l'installation que s'ils respectent les critères d'admission applicables. Si nécessaire, ils doivent être traités avant d'être stockés. Le stockage de déchets dangereux n'est possible que si :

- l'installation ou la partie de l'installation en question respecte tous les critères applicables aux décharges de classe III et les déchets dangereux satisfont aux critères d'admission en décharges de classe III ; ou
- l'installation ou la partie de l'installation en question respecte tous les critères applicables aux stockages de classe IV en formation saline.

L'installation doit être sécurisée pour empêcher tout accès non autorisé au stockage.

Pour garantir la protection permanente du sol et des eaux souterraines, le système de barrières géologiques et d'étanchéité de toute installation ou partie d'installation en surface doit impérativement satisfaire aux exigences fixées par la réglementation sur les décharges.

Les critères d'admission utilisés en Allemagne pour les différentes classes de décharge sont récapitulés au tableau A2.2.

La figure A2.4 illustre les principes de construction d'une décharge en surface. Les types de barrières et d'étanchéités utilisées diffèrent selon la classe à laquelle appartient la décharge.

Figure A2.4 : Système de barrières multiples d'une décharge en surface

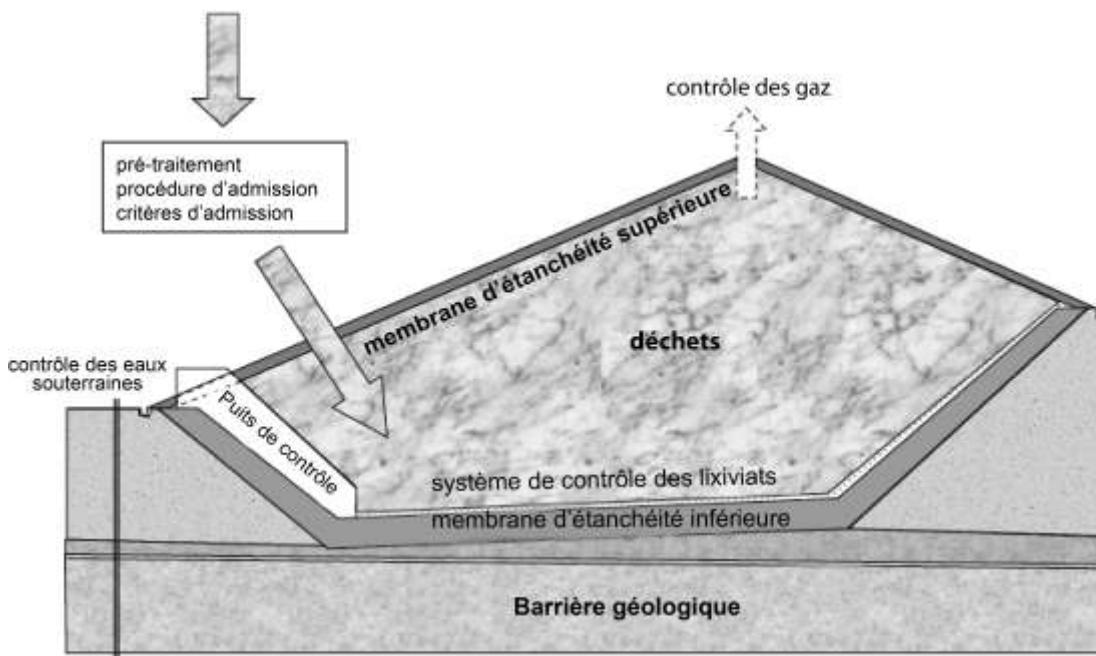


Tableau A2.2 : Critères d'admission en décharge de classe I, II, III ou IV, définis par le décret sur les décharges (Allemagne)

N°	Paramètre	Unité	Classe de décharge I	Classe de décharge II	Classe de décharge III	Classe de décharge IV*
1.	Résistance					
1.01	Résistance au cisaillement	kN/m ²	≥ 25	≥ 25	≥ 25	
1.02	Déformation axiale	%	≤ 20	≤ 20	≤ 20	
1.03	Résistance en compression uniaxiale	kN/m ²	≥ 50	≥ 50	≥ 50	
2.	Teneur en matière organique des résidus secs dans la substance d'origine					
2.01	En perte au feu	% massique	≤ 3	≤ 5	≤ 10	
2.02	En carbone organique total (COT)	% massique	≤ 1	≤ 3	≤ 6	
3.	Autres critères applicables aux solides					
3.1	Substances lipophiles extractibles dans la substance d'origine	% massique	≤ 0,4	≤ 0,8	≤ 4	
					
3.6	Capacité de neutralisation acide	mmol/kg			à calculer	
4	Critères applicables aux éluats					
4.01	pH		5,5-13	5,5-13	4-13,0	5,5-13
4.02	Conductivité	µS/cm	≤ 10 000	≤ 50 000	≤ 100 000	≤ 1 000
4.03	Carbone organique dissous	mg/l	≤ 50	≤ 80	≤ 100	≤ 5
4.04	Phénols	mg/l	≤ 0,2	≤ 50	≤ 100	≤ 0,05
4.05	Arsenic	mg/l	≤ 0,2	≤ 0,2	≤ 2,5	≤ 0,01
4.06	Plomb	mg/l	≤ 0,2	≤ 1	≤ 5	≤ 0,025
4.07	Cadmium	mg/l	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,5	≤ 0,005
4.08	Chrome VI	mg/l	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,5	≤ 0,008
4.09	Cuivre	mg/l	≤ 1	≤ 5	≤ 10	≤ 0,05
4.10	Nickel	mg/l	≤ 0,2	≤ 1	≤ 4	≤ 0,05
4.11	Mercurure	mg/l	≤ 0,005	≤ 0,02	≤ 0,2	≤ 0,001
4.12	Zinc	mg/l	≤ 2	≤ 5	≤ 20	≤ 0,05
4.13	Fluorure	mg/l	≤ 5	≤ 15	≤ 50	≤ 0,05
4.14	Azote Ammonium	mg/l	≤ 4	≤ 200	≤ 1 000	≤ 1
4.15	Cyanure facilement libéré	mg/l	≤ 0,1	≤ 0,5	≤ 1	≤ 0,01
4.16	Composés organiques halogénés adsorbables (AOX)	mg/l	≤ 0,3	≤ 1,5	≤ 3	≤ 0,05
4.17	Composants solubles dans l'eau (résidus d'évaporation)	% massique	≤ 3	≤ 6	≤ 10	≤ 1
4.18	Baryum	mg/l	≤ 5	≤ 10	≤ 30	≤ 2
4.19	Chrome, total	mg/l	≤ 0,3	≤ 1	≤ 7	≤ 0,05
4.20	Molybdène	mg/l	≤ 0,3	≤ 1	≤ 3	≤ 0,05
4.21	Antimoine	mg/l	≤ 0,03	≤ 0,07	≤ 0,5	≤ 0,006
4.22	Sélénium	mg/l	≤ 0,03	≤ 0,05	≤ 0,7	≤ 0,01
4.23	Chlorure	mg/l	≤ 1 500	≤ 1 500	≤ 2 500	≤ 80
4.24	Sulfate	mg/l	≤ 2 000	≤ 2 000	≤ 5 000	≤ 100
5.	Pouvoir calorifique supérieur (PCS)	kJ/kg			6 000	

* Stockages souterrains autres que dans des formations salines ; d'autres exigences, non fondées sur des valeurs limites, s'appliquent aux stockages en formations salines.

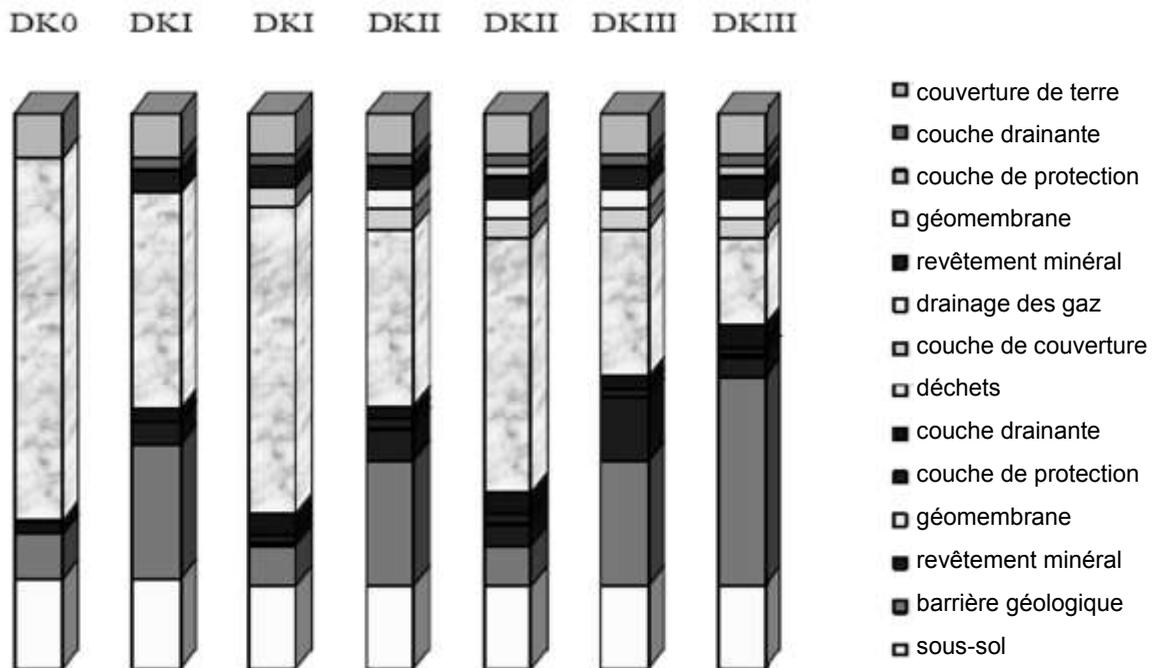
Sources : LO, 2002 ; WAC, 2006.

Les types de barrières et de couvertures utilisés en Allemagne sont décrits de façon plus détaillée à la figure A2.5. Pour que la protection de l'environnement soit garantie, chaque barrière doit être efficace en permanence, et indépendamment des autres. Cependant, les barrières ouvragées risquent d'avoir une durée de vie limitée. Il est donc nécessaire de savoir quand leur efficacité sera maximale et quelle est leur durée de vie probable.

Aux termes de la réglementation de l'Union européenne, chaque barrière doit être sélectionnée et construite conformément aux MTD.

Les décharges sont également surveillées après leur fermeture. Dans l'UE, on publie chaque année une déclaration sur le comportement des décharges, établie à partir de mesures régulières des émissions et des performances des barrières.

Figure A2.5 : Systèmes de barrières pour toutes les classes de décharges (Deponieklassen 0 à III) en Allemagne



Note : DK 0 = classe de décharge 0, DK I = classe de décharge I, DK II = classe de décharge II, DK III = classe de décharge III ; les schémas représentent différents systèmes de barrières possibles selon le coefficient de perméabilité.

Processus de mise en décharge aux États-Unis

Aux États-Unis, l'EPA a établi les spécifications de conception suivantes, formulées dans la loi RCRA, pour réduire au minimum les risques de lixiviation hors des décharges :

- double couche de revêtement ;
- double système de collecte et de drainage des lixiviats ;
- système de détection des fuites ;
- systèmes de contrôle des infiltrations d'eau dans les déchets, du ruissellement des lixiviats, et de la dispersion de matières par le vent ;
- assurance qualité de la construction.

Pour garantir le respect des spécifications de conception et des exigences techniques applicables aux décharges, l'EPA impose la mise en œuvre d'un programme d'assurance qualité de la construction. Ce programme comporte un plan d'assurance qualité décrivant comment les matériaux de construction et leur mise en place seront surveillés et testés et comment les résultats seront documentés. Le programme doit être élaboré et appliqué sous la direction d'un ingénieur spécialiste habilité, dont l'une des missions est de certifier, avant la réception des premiers déchets, que le plan d'assurance qualité de la construction a bien été suivi et que l'installation satisfait à toutes les spécifications.

Aux États-Unis, la fermeture d'une décharge déclenche une procédure de gestion post-fermeture qui exige un permis ou toute autre forme d'autorisation. Les exigences de gestion post-fermeture doivent être respectées pendant au moins 30 ans, sauf si l'autorité responsable approuve une durée plus courte. Elles concernent notamment la surveillance des eaux souterraines et l'entretien de l'installation. L'EPA exige des exploitants des informations spécifiques pour donner une autorisation de gestion post-fermeture.

Les exploitants des installations de traitement, d'entreposage et de stockage doivent souscrire des garanties financières au titre de la fermeture du site et, s'il y a lieu, de sa gestion post-fermeture. Ils doivent également prouver qu'ils ont pris les assurances nécessaires pour assumer le coût de leur responsabilité civile en cas d'accident. L'EPA peut aussi exiger des garanties financières couvrant les actions correctives, le cas échéant.

La couverture financière de la fermeture d'un site comprend le financement de la fermeture proprement dit et celui de la gestion post-fermeture. Le coût de fermeture est propre à chaque site, et chaque installation doit donc en faire une estimation (qui doit être fondée sur le coût de recrutement d'un tiers chargé de procéder à la fermeture). Cette estimation doit être mise à jour tous les ans pour tenir compte de l'inflation et révisée si l'installation s'agrandit et si le coût de fermeture augmente. De plus, chaque installation doit souscrire une assurance responsabilité civile tant que l'autorité ne l'a pas libérée de cette obligation, cette libération intervenant lorsque l'autorité reçoit l'attestation de fermeture définitive.

A2.5.1 Stockage souterrain des déchets

Les déchets dangereux qui doivent être isolés de la biosphère peuvent être stockés dans une installation souterraine. Pour garantir la sécurité du personnel de l'installation, il faut recueillir des données détaillées sur les propriétés de la formation hôte, les caractéristiques des déchets, et toutes les activités minières susceptibles d'avoir lieu à proximité. Avant d'être stockés, les déchets doivent être traités et conditionnés.

Le système de barrières naturelles d'un stockage souterrain limite davantage le relâchement de substances dangereuses dans la biosphère que celui d'une installation de surface. En outre, le stockage souterrain libère en surface du terrain qui peut être exploitée à d'autres fins.

Stockage souterrain en formations salines

Le stockage de déchets dangereux dans des formations salines a été mis en œuvre en Allemagne, aux États-Unis, en France et au Royaume-Uni.

Allemagne

En Allemagne, on a déjà stocké des déchets toxiques, solubles dans l'eau et dangereux pour l'environnement, dans des gisements de sel gemme compacts et intacts. Les déchets sont confinés dans la masse de sel et, du fait des propriétés hydrologiques favorables de ce type de formations, sont protégés des processus de dissolution et de migration auxquels ils seraient soumis dans d'autres types de formations rocheuses ou dans un stockage en surface.

Depuis plusieurs années, en Allemagne, on utilise certains déchets adaptés pour stabiliser les cavités creusées pendant ou après l'exploitation de mines de sel. Afin d'empêcher tout impact négatif sur l'environnement et d'assurer la sûreté à long terme du dispositif, les déchets stockés doivent remplir certaines conditions de stabilité mécanique.

À l'heure actuelle, le pays possède 14 installations de stockage de déchets dangereux en surface, 4 centres de stockage de déchets dangereux en formations salines et plus de 20 remblais.

États-Unis

Aux États-Unis, le stockage souterrain de déchets solides (dangereux ou autres) est relativement rare. En revanche, l'injection d'effluents liquides dangereux dans des puits profonds (qui ne relèvent pas de ce rapport), si elle n'est pratiquée que par 3 % des installations de gestion de déchets dangereux, concerne en fait près de 50 % de tous les déchets dangereux gérés (EPA, 2006b). Le stockage en subsurface est rare, car la plupart des mines désaffectées ou fermées sont assez éloignées des zones d'habitation et des centres industriels, et la solution du stockage en surface dans des structures ouvragées est économiquement plus avantageuse que celle du stockage en subsurface qui nécessite des travaux d'excavation. Toutefois, il existe quelques exemples, vieux de plus d'un demi-siècle, de stockage de déchets spéciaux dans des cavités creusées dans des formations salines.

L'exemple le plus connu de stockage de déchets dangereux en formation saline est celui de la *Waste Isolation Pilot Plant* (WIPP), le seul dépôt souterrain au monde destiné au stockage de déchets transuraniens d'origine militaire et à faible charge thermique. WIPP se trouve dans le sud-est du Nouveau Mexique, à 42 km de Carlsbad. Bien que construit pour le stockage des déchets radioactifs, il doit respecter l'ensemble des exigences fixées par la loi RCRA puisqu'il renferme des déchets contenant des substances dangereuses soumises à la réglementation RCRA. En général, les déchets transuraniens sont des vêtements, des outils, des chiffons, des résidus, des débris, de la terre ou d'autres articles contaminés par des éléments radioactifs.

Les couches salines dans lesquelles est aménagé WIPP se sont formées il y a plus de 250 millions d'années lors de l'évaporation d'un ancien océan. Elles commencent à 260 m de profondeur et descendent jusqu'à plus de 870 m de profondeur. Les déchets y sont stockés dans des cavités situées à 655 m sous la surface. Il est prévu d'y stocker un volume total de déchets de 175 570 m³, et les opérations de stockage doivent se poursuivre jusqu'en 2035.

La technique du stockage de déchets dangereux dans des cavités aménagées dans le sel est étudiée depuis quelque temps déjà, et pas seulement sur le site de WIPP. Bien que très peu d'installations soient en exploitation, la technologie de construction est bien assimilée grâce à la construction d'installations de stockages d'hydrocarbures. Pour créer une cavité à l'intérieur d'une formation saline, il suffit d'effectuer un forage, d'injecter de l'eau pour dissoudre le sel puis de pomper la saumure. Pendant la seconde guerre mondiale, le Canada a stocké des liquides et des gaz dans des cavités creusées de cette manière. Dans les années 50, le stockage de gaz naturel liquéfié, de pétrole et d'hydrocarbures légers était une pratique répandue dans toute l'Europe et l'Amérique du

Nord. On a pour la première fois stocké du gaz naturel dans une cavité creusée dans du sel en Pennsylvanie, en 1961. Ces types de cavités ont également servi au stockage d'air comprimé, d'hydrogène, d'hélium et d'ammoniac anhydre.

France

L'ancien centre de stockage souterrain de Stocamine, situé à Wittelsheim, en Alsace, avait été créé dans des parties désaffectées d'une ancienne mine de potassium, à une profondeur de 600-700 mètres. Les premiers déchets y ont été stockés en février 1999, et l'exploitation devait se poursuivre après l'arrêt des activités minières en 2004. Cependant, en septembre 2002, un grave incendie s'est déclaré dans l'installation à 600 m de profondeur. Les gaz et fumées dégagés ont contaminé le stockage et la mine, les rendant tous deux inexploitable.

Royaume-Uni

Le centre de stockage souterrain Minosus, situé à proximité de Winsford, dans le Cheshire, est exploité depuis 2005. Aménagé à 170 m de profondeur, il peut recevoir des déchets appartenant à 42 catégories de la liste européenne. Le stockage des déchets de 24 autres catégories est autorisé, mais sous réserve de mettre en œuvre les améliorations prescrites par l'*Environment Agency*. Les déchets contenant du PCB ne peuvent y être stockés.

Coûts

Les coûts unitaires de la gestion des déchets dangereux dépendent très largement des substances et matériaux concernés et des méthodes appliquées. À titre d'exemple, la Suède et la Finlande mentionnent des coûts d'incinération compris entre 80 et 500 EUR par tonne selon les types de déchets dangereux, soit des moyennes respectives de 270 et 300 EUR/t. Le coût de la gestion de déchets fortement toxiques, comme l'incinération des PCB, avoisine 1 000 EUR/t. Certaines estimations effectuées en Allemagne donnent les coûts unitaires suivants pour la gestion des déchets dangereux :

- stockage souterrain en formations salines, environ 250 EUR/t ;
- incinération, 250 à 1 000 EUR/t ;
- traitement physico-chimique, environ 110 EUR/t.

A2.6 Cadre législatif et organisationnel

Comme on l'a vu, la directive européenne concernant la mise en décharge des déchets (WLD, 1999) soumet les décharges et les déchets à des exigences strictes pour éviter et réduire au minimum leur impact sur l'environnement, en particulier sur les eaux de surface, les eaux souterraines, le sol, l'air et la santé humaine.

Cette directive européenne instaure un régime d'autorisations d'exploitation pour les décharges. Les demandes d'autorisation doivent contenir les informations suivantes :

- l'identité du demandeur et, dans certains cas, de l'exploitant ;
- la description des types de déchets à stocker et leur quantité totale ;
- la capacité de la décharge ;

- une description du site ;
- les méthodes proposées pour prévenir et réduire la pollution ;
- le plan proposé pour l'exploitation, la surveillance et le contrôle ;
- le plan proposé pour les procédures de fermeture et de gestion post-fermeture ;
- les garanties financières du demandeur ;
- une étude d'impact sur l'environnement, si nécessaire en application de la directive 85/337/CEE du Conseil concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement.

Allemagne

En Allemagne, le décret sur les décharges et les installations de stockage à long terme définit les centres de stockage souterrain comme des décharges de classe IV. Ces centres doivent être totalement encastrés dans la roche, dans une mine dont les zones de stockage sont indépendantes des zones d'exploitation minière. Ils ne peuvent recevoir des déchets dangereux que s'ils satisfont toutes les exigences applicables aux stockages de classe IV en formations salines.

Les déchets suivants sont interdits dans les stockages de classe IV en formations salines :

- déchets liquides ;
- déchets infectieux, organes ou parties du corps ;
- déchets chimiques non identifiés ou nouveaux, issus d'activités de recherche, de développement ou d'enseignement, dont on ignore les effets sur l'être humain et l'environnement ;
- pneus usagés entiers ou déchiquetés ;
- déchets à l'origine de nuisances olfactives importantes pour le personnel de la décharge et le voisinage ;
- déchets classés comme explosifs, hautement inflammables ou spontanément inflammables ;
- déchets qui, dans certaines conditions de stockage, peuvent entraîner :
 - une augmentation de volume ;
 - la formation de substances ou de gaz spontanément inflammables, toxiques, ou explosifs ; ou
 - d'autres réactions dangereuses en réagissant avec un autre déchet ou avec la roche, si ces réactions laissent planer un doute sur l'intégrité et la fiabilité opérationnelle des barrières.

Les procédures d'admission établies par le décret sur les décharges prévoient des contrôles pour vérifier que les déchets livrés sur le site de stockage sont conformes aux déchets déclarés.

États-Unis

Aux États-Unis, comme on l'a vu, c'est principalement la loi RCRA qui établit le cadre législatif de la gestion des déchets dangereux. Aux termes de cette loi, le Congrès donne à l'EPA mission d'élaborer et de publier un ensemble complet de règles traduisant les prescriptions générales de la loi en une série d'obligations traitant de sujets tels que les normes à respecter, le régime d'autorisation, les

moyens d'application, la participation du public, etc. La mise en œuvre des prescriptions de la RCRA peut être assurée par l'EPA, mais elle peut également être déléguée aux États, sous réserve que la démarche soit rigoureuse et respecte les exigences fédérales en vigueur.

Royaume-Uni

Au Royaume-Uni, les procédures d'acceptation dans le centre Minosus prévoient des essais spécifiques à effectuer pendant la phase de caractérisation des déchets. Ces essais visent à déterminer si les déchets risquent de réagir dans les conditions de stockage de la mine et d'émettre des gaz toxiques et/ou inflammables. Étant donné les nombreux essais effectués préalablement à l'acceptation des déchets, ces vérifications sont minimales. À l'heure actuelle, seuls des déchets alcalins ont été stockés dans le centre Minosus. Ils sont généralement produits au cours de procédés thermiques, dans les incinérateurs, par exemple.

A2.6.1 Responsabilités aux niveaux local, régional et national

Toutes les autorités publiques ou presque et les services de l'État, à tous les niveaux ou presque, sont concernés d'une manière ou d'une autre par la protection de l'environnement et la gestion des déchets. Dans la plupart des pays de l'OCDE, les responsabilités sont partagées entre les instances locales, régionales et nationales.

Allemagne

La Constitution allemande répartit ces tâches entre l'État fédéral, les régions (*Länder*) et les collectivités locales⁸. L'État fédéral a exercé son droit de transposer les directives européennes et énoncé les obligations de base en matière de gestion des déchets dans la loi sur la gestion des déchets (RMWA, 1996) et des décrets publiés ultérieurement.

Les régions sont seules chargées de mettre en œuvre et de faire appliquer les dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la gestion des déchets. Par exemple, chaque région est entièrement responsable du contrôle de la gestion des déchets, de la délivrance d'autorisations aux installations de traitement et de stockage, de l'organisation de la gestion des déchets dangereux et de la préparation des plans de gestion des déchets.

Aux termes de la loi allemande sur la gestion des déchets, les producteurs de déchets sont responsables au premier chef de la prévention, du recyclage, du traitement ou du stockage des déchets.

Union européenne

L'Union européenne considère comme fondamentales les exigences applicables aux décharges. La politique environnementale européenne attache une grande importance à la création d'infrastructures de gestion des déchets de haute qualité respectant des obligations environnementales harmonisées. Les directives adoptées par le Conseil à la fin des années 80 et au début des années 90 concernant l'incinération des déchets municipaux et dangereux, et la directive de juillet 1999 concernant la mise en décharge des déchets constituent les piliers de la réglementation européenne en matière de gestion des déchets.

8. En cas de compétences concurrentes, l'État fédéral allemand a le droit de légiférer, si cela est nécessaire au niveau national. S'il décide d'exercer ce droit, la loi fédérale l'emporte sur la loi des régions. Les régions participent à l'élaboration des lois fédérales par l'intermédiaire du Conseil fédéral (*Bundesrat*). La gestion des déchets fait partie de ces compétences concurrentes au niveau fédéral.

États-Unis

Aux États-Unis, l'EPA est tenue de déléguer la responsabilité de l'application de nombreux programmes environnementaux fédéraux aux États qui remplissent les critères de qualification. Pour pouvoir être autorisé par l'EPA à mettre en œuvre le programme de gestion des déchets dangereux RCRA à la place du gouvernement fédéral, un État doit avoir adopté des normes équivalentes et au moins aussi strictes que celles du programme fédéral. La mise en œuvre du programme consiste notamment à délivrer les permis aux exploitants, à prendre des mesures correctives, à inspecter les installations, à assurer la surveillance et à faire respecter la loi. À l'heure actuelle, 48 des 50 États américains sont responsables de l'application de programmes de gestion autorisés, les deux États qui font exception étant l'Alaska et l'Iowa.

A2.6.2 Mouvements transfrontières de déchets

Les mouvements transfrontières de déchets sont réglementés au niveau de l'ONU par la Convention de Bâle dont les dispositions ont été intégrées par l'Union européenne à son règlement concernant les transferts de déchets. La Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et leur élimination, entrée en vigueur en 1992 dans le but principal de réduire les expéditions de déchets dangereux vers les pays en développement, contient les prémices d'une « convention mondiale sur la gestion des déchets ». Elle intègre le principe de l'élimination des déchets sur leur lieu de production, donne la priorité aux mesures de réduction des volumes de déchets et formule les principes généraux d'une gestion écologiquement rationnelle des déchets dangereux à l'échelle de toute la planète.

Dans le droit fil de la Convention de Bâle, un système de notification, d'identification et de contrôle des mouvements transfrontières de déchets destinés à des opérations de valorisation a été établi pour les pays de l'OCDE. Dans l'Union européenne, les mouvements transfrontières de déchets sont régis par le règlement concernant les transferts de déchets (WSR, 2006), qui met en œuvre les dispositions de la Convention de Bâle et le système de contrôle des mouvements transfrontières de déchets de l'OCDE.

Aux termes de ce règlement européen, tout mouvement transfrontière de déchets est soumis soit à des exigences générales en matière d'information, soit à une procédure de notification et de consentement écrits préalables, selon la méthode de valorisation ou d'élimination envisagée, le pays de destination et la classe à laquelle appartiennent les déchets (WSR, 2006). Les obligations définies par le règlement européen sont récapitulées dans le tableau A2.3.

La procédure de notification et de consentement écrits préalables impose de contrôler les déchets avant le début du transfert et de vérifier leur destination. L'exportateur doit avertir les autorités compétentes des pays exportateur, importateur et de transit.

Les mouvements transfrontières de déchets ne sont autorisés que si les autorités compétentes du pays d'expédition, du pays de destination et des pays de transit ont toutes donné leur accord. Le consentement des autorités compétentes des pays d'expédition et de destination doit être formulé par écrit, tandis que celui des autorités compétentes des pays de transit peut être tacite. Tous les consentements doivent avoir été obtenus simultanément et restent valables un an.

Des mouvements transfrontières de déchets dangereux sont régulièrement organisés dans l'UE, car tous les États membres ne disposent pas d'installations de traitement ou de stockage spécialisées. Les quantités de déchets transportées au sein de l'UE sont en augmentation.

Tableau A2.3 : Panorama simplifié des mouvements transfrontières de déchets autorisés au titre du règlement européen concernant les transferts de déchets

	Entre États membres de l'UE	Importés dans l'UE	En transit dans l'UE	Exportés hors de l'UE
Déchets destinés à être éliminés	Consentement	Consentement	Consentement	Interdits ¹
Déchets « verts » destinés à être valorisés ne contenant pas de substances dangereuses	Exigences en matière d'information ²	Exigences en matière d'information	Exigences en matière d'information	Exigences en matière d'information ou dispositions spéciales ³
Tous les autres déchets	Consentement	Consentement	Consentement	Interdits ⁴

1. Les exportations vers l'Islande, le Lichtenstein, la Norvège et la Suisse sont autorisées sous réserve d'appliquer la procédure de notification et de consentement écrits préalables.
2. Des dispositions transitoires sont encore appliquées dans certains nouveaux États membres de l'UE. Un consentement écrit préalable est exigé pour les exportations à destination de : la Bulgarie (jusqu'à fin 2014), la Lettonie (jusqu'à fin 2010), la Pologne (jusqu'à fin 2012), la Roumanie (jusqu'à fin 2015) et la République slovaque (jusqu'à fin 2011).
3. La législation du pays non membre de l'UE peut imposer des restrictions supplémentaires.
4. Il est interdit d'exporter des déchets dangereux destinés à être valorisés vers des pays où la décision de l'OCDE ne s'applique pas.

A2.7 Sûreté

Le stockage des déchets en formations géologiques a pour objectif ultime d'isoler les déchets de la biosphère. Les déchets, les barrières géologiques, les cavités de stockage et les autres ouvrages forment un système qui doit respecter certaines exigences de sûreté.

L'étude de la sûreté d'un stockage souterrain nécessite d'évaluer aussi bien le site de stockage que les déchets à stocker. Les propriétés des déchets doivent être compatibles avec celles de l'installation souterraine pour qu'aucun contact ne puisse avoir lieu entre les déchets et la biosphère pendant de très longues périodes.

Seule la démonstration de la sûreté à long terme du stockage permet de s'assurer que les exigences de protection des eaux souterraines seront bien remplies. À l'heure actuelle, les pays qui possèdent une expérience du stockage des déchets dangereux en formations géologiques sont peu nombreux.

Les exigences de l'Union européenne concernant le choix d'un site de stockage et le type de déchets qu'on peut y stocker sont exposées dans la directive européenne concernant la mise en décharge des déchets (WLD, 1999) et la décision du Conseil établissant des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges (WAC, 2003). Le chapitre « Principes de sécurité pour le stockage souterrain » de la décision du Conseil, souligne l'importance de la barrière géologique pour l'isolement à long terme des déchets, cet isolement étant « l'objectif ultime de l'élimination finale des déchets en stockage souterrain ».

L'évaluation des risques requiert d'identifier :

- le danger (les déchets déposés) ;
- les cibles (la biosphère y compris les eaux souterraines) ;
- les voies par lesquelles les substances provenant des déchets peuvent atteindre la biosphère ;
- l'impact des substances susceptibles d'atteindre la biosphère.

Les critères d'admission en stockage souterrain doivent s'appuyer notamment sur l'analyse de la formation hôte car l'objectif est d'avoir la confirmation que le site ne présente aucune caractéristique défavorable. Ces critères ne peuvent être définis qu'en fonction des conditions locales. Il faut démontrer que la formation hôte est adaptée au stockage envisagé, c'est-à-dire évaluer les risques pour le confinement, en tenant compte du système global que constituent les déchets, les cavités excavées, les autres ouvrages et la formation géologique. L'évaluation des risques propres au site de stockage doit être menée pour la phase d'exploitation et la phase post-fermeture. Sur la base de ces évaluations, on définit les mesures de contrôle et de sûreté nécessaires ainsi que les critères d'admission.

Une évaluation intégrée de la performance doit aussi être préparée, comprenant :

- une évaluation géologique ;
- une évaluation géomécanique ;
- une évaluation hydrogéologique ;
- une évaluation géochimique ;
- une évaluation des incidences sur la biosphère ;
- une évaluation de la phase d'exploitation ;
- une évaluation à long terme ;
- une évaluation de l'incidence de toutes les installations situées à la surface du site.

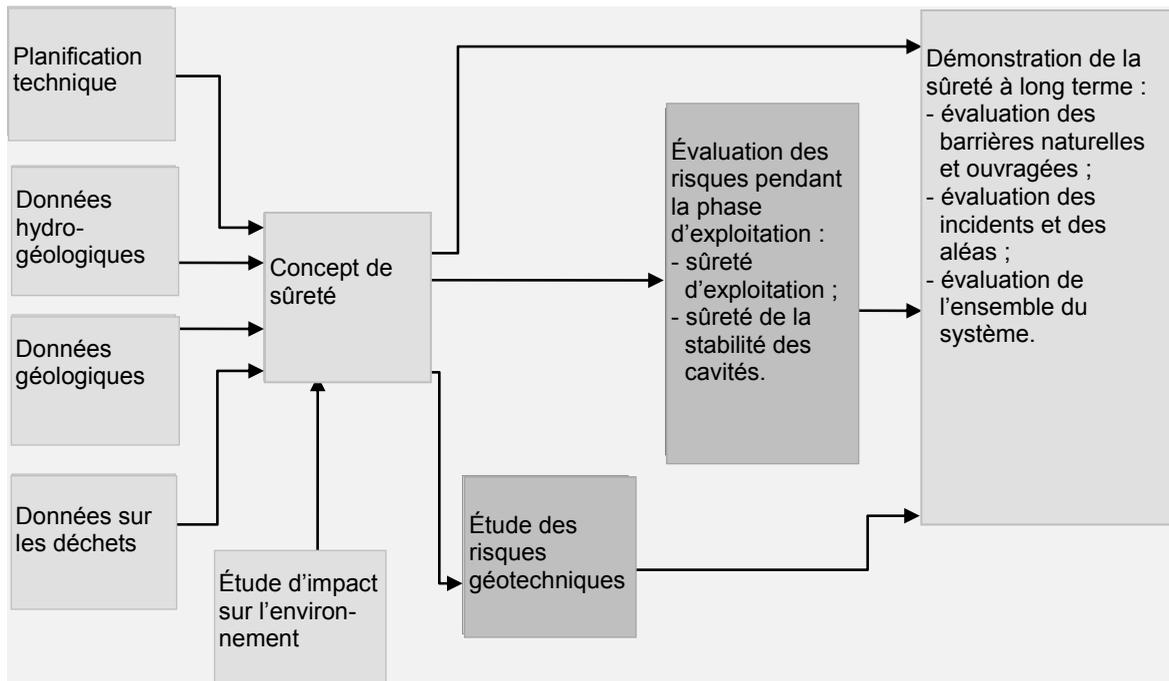
Du fait de leur durée de vie limitée, les conteneurs et le revêtement des cavités ne doivent pas être pris en compte lors de l'évaluation des risques à long terme liés au stockage des déchets. Les déchets susceptibles de subir des transformations physiques, chimiques ou biologiques indésirables après leur mise en dépôt sont interdits dans les stockages souterrains. La décision du Conseil et la directive européenne excluent spécifiquement de ces dépôts les déchets biodégradables, explosifs ou spontanément inflammables et les déchets susceptibles de produire un mélange air-gaz toxique ou explosif. En revanche, aucune limite de concentration ne s'applique aux substances dangereuses contenues dans les déchets puisque ces substances sont presque complètement et définitivement isolées de la biosphère.

A2.7.1 Démarche de sûreté

Dans tous les pays de l'OCDE, les autorités s'appuient sur une étude de la sûreté à long terme du stockage pour accorder le permis d'exploitation indispensable aux centres de stockage souterrain. Cette étude comprend généralement une étude de sûreté spécifique au site qui démontre que la création, l'exploitation et la maintenance post-fermeture du stockage sont sans danger sanitaire ni environnemental. Le processus est décrit à la figure A2.6. Le plus souvent, une évaluation géologique doit démontrer que le site convient au stockage souterrain. Il importe notamment d'identifier l'emplacement, la fréquence et la structure des failles ou fractures éventuellement présentes dans les formations encaissantes et l'impact potentiel de toute activité sismique sur ces formations. Des sites de stockage de substitution doivent également être envisagés.

En Allemagne, la stabilité des cavités aménagées dans le sel doit être démontrée par des études et des évaluations appropriées. Les déchets stockés doivent être pris en compte. Les mécanismes doivent être analysés et documentés de façon systématique.

Figure A2.6 : Étude de sûreté spécifique à un site de stockage



Les points suivants doivent être démontrés :

- pendant et après la formation des cavités, il n'existe aucun risque de déformation majeure, dans la cavité ou à la surface, qui puisse altérer le fonctionnement du stockage ou ouvrir une voie vers la biosphère ;
- la tenue mécanique des cavités est suffisante pour empêcher tout effondrement pendant la phase d'exploitation ;
- les déchets à stocker sont suffisamment stables, compte tenu des propriétés géomécaniques de la formation hôte.

Une étude approfondie des propriétés hydrauliques doit être effectuée pour évaluer les schémas d'écoulement des eaux souterraines dans les formations encaissantes à partir des données sur la conductivité hydraulique de la roche, sur les fractures et sur les gradients hydrauliques. On doit également analyser en détail la composition de la roche et des eaux souterraines pour déterminer l'évolution possible de la composition de l'eau avec le temps, identifier la nature et la quantité de minéraux de remplissage des fractures et établir une description minéralogique quantitative de la roche hôte. L'impact de la variabilité sur le système géochimique doit aussi être évalué.

L'analyse de la biosphère que pourrait perturber le stockage est également obligatoire. Des études de référence doivent être menées pour déterminer les niveaux de concentration des substances dans le milieu naturel local.

Pour la phase d'exploitation, l'analyse doit démontrer les points suivants :

- les cavités sont stables ;

- il n'existe aucun risque inacceptable d'ouverture d'une voie de migration des déchets vers la biosphère ;
- il n'existe aucun risque inacceptable d'altération du fonctionnement du stockage.

Pour démontrer la sûreté opérationnelle du stockage, on analyse son fonctionnement de façon systématique à partir de données précises sur les quantités de déchets stockés, le mode de gestion du stockage et son mode d'exploitation. On devra prouver qu'il ne se produira, entre les déchets et la roche, aucune réaction physique ou chimique qui risquerait de réduire la résistance et l'étanchéité de la roche et de compromettre l'intégrité du stockage lui-même. Pour ces raisons, les déchets spontanément inflammables dans les conditions de stockage (température, humidité), les gaz, les déchets volatils et les mélanges non identifiés sont interdits.

Les incidents particuliers pouvant entraîner l'apparition d'une voie de migration des déchets vers la biosphère pendant la phase d'exploitation doivent être identifiés. Les différents types de risques liés à l'exploitation doivent être classés par catégories, et leurs effets possibles évalués. Il faut également démontrer qu'il n'existe aucun risque inacceptable de rupture du confinement du stockage. Des mesures doivent être prévues pour faire face aux aléas et décrites.

A2.7.2 Confinement, isolement et concept des barrières multiples

L'exemple de l'Allemagne

Pour vérifier que l'objectif général de durabilité du stockage est satisfait, les études de risques doivent porter sur le long terme. En Allemagne, la période considérée va de 10 000 à 50 000 ans. Il doit être démontré qu'aucune voie de communication avec la biosphère ne sera créée en phase post-fermeture et que les déchets sont bien isolés de la biosphère par un système de barrières multiples comprenant à la fois des barrières naturelles/géologiques et des barrières artificielles/ouvrées. L'étude de sûreté comprend généralement une description de l'état initial du système à un moment donné (par exemple, le moment de la fermeture) et un scénario présentant les changements majeurs prévus sur des durées géologiques. Les conséquences d'un relâchement de substances sont évaluées pour plusieurs scénarios représentatifs des possibilités d'évolution à long terme de la biosphère, de la géosphère et du stockage. Ces études nécessitent habituellement des travaux de R-D.

Sur la base de données spécifiques au site ou d'hypothèses conservatives, on procède également à l'évaluation quantitative sur le long terme des performances des barrières du stockage (par exemple, déchets, ouvrages, remblayage et scellement des puits et des forages), de la roche hôte, des formations encaissantes et des terrains de recouvrement. Les conditions géochimiques et géohydrologiques telles que les débits d'eau souterraine, l'efficacité des barrières, l'atténuation naturelle et la lixiviation des déchets stockés sont également prises en compte.

En Allemagne, l'expérience montre que les cavités des mines de sel constituent l'option de stockage des déchets dangereux qui est à la fois la plus sûre et la plus responsable, écologiquement parlant. La masse de sel environnante isole parfaitement les déchets des liquides et des gaz. Les formations encaissantes et sus-jacentes protègent efficacement la couche de roche saline de toute infiltration d'humidité. Les cavités de stockage sont situées sous le niveau des réservoirs aquifères.

Les conditions géologiques, stables depuis plus de 200 millions d'années et qui ont préservé l'intégrité de la couche de sel jusqu'à nos jours, garantissent aussi la fiabilité des conditions futures, en particulier concernant la protection de la biosphère. Le sel gemme, qui est la roche hôte, assure également la fonction de barrière géologique. C'est pourquoi, il importe de conserver des preuves de la

sûreté à long terme du sel gemme comme barrière géologique. Le cas échéant, d'autres barrières géologiques pourraient apporter une protection supplémentaire, mais elles ne sont pas obligatoires. Cependant, on prévoit des barrières ouvragées en complément des barrières naturelles. Par exemple, les accès aux différentes cavités sont scellés par des murs de briques sèches ou remblayés avec du sel gemme.

Si l'exploitation minière et le stockage doivent avoir lieu simultanément dans une même région minière, la zone de stockage doit être isolée de la zone d'extraction par une couche de sel suffisamment épaisse. Toutes les galeries ou conduites reliant l'aire de stockage à la mine en exploitation doivent être scellées.

Les barrières ouvragées, comme les conteneurs utilisés pour conditionner les déchets ou les matériaux qui isolent les cavités de stockage les unes des autres ou de la mine en exploitation, servent principalement à garantir la sûreté pendant la phase d'exploitation du stockage.

À la fin de la mise en dépôt, on entreprendra de sceller les puits, seules connexions entre les cavités et l'environnement, avec des matériaux solides adaptés et de fermer la mine de telle manière qu'elle soit sûre d'un point de vue hydraulique. Les matériaux de scellement des puits constituent la barrière ultime et fondamentale puisqu'ils bloquent le seul moyen d'accès aux déchets stockés, et donc isolent de façon fiable les déchets de la biosphère.

A2.7.3 Dossier et étude de sûreté

L'objectif d'un dossier de sûreté est de démontrer que la conception et l'exploitation d'un stockage souterrain et, surtout, la phase post-fermeture, ne présentent aucun risque inacceptable pour la biosphère. Le terme biosphère est ici très général ; il inclut notamment les eaux souterraines.

L'exemple de l'Allemagne

Le stockage en formations salines vise à isoler complètement et définitivement les déchets de la biosphère. Les exigences applicables aux déchets, aux cavités excavées, aux barrières géotechniques (scellements), aux équipements techniques et aux mesures opérationnelles découlent toutes de cet objectif. Le sel gemme, qui assure la fonction de roche hôte, doit être imperméable aux gaz et aux liquides et, grâce à sa capacité de fluage, enclore progressivement les déchets jusqu'à les emprisonner totalement à la fin du processus de déformation.

Cette faculté de convergence du sel gemme n'est pas en contradiction avec l'obligation de stabilité des cavités pendant la phase d'exploitation du stockage, sous réserve qu'elle n'entraîne que des déformations sans fracture et qu'elle ne crée aucune venue d'eau. Les exigences de stabilité visent, en premier lieu, à assurer la sûreté en exploitation et, en second lieu, à préserver l'intégrité de la barrière géologique et donc la protection de la biosphère.

La masse de sel gemme doit s'étendre sur une zone satisfaisante et, à l'endroit du stockage, sur une épaisseur suffisante pour garantir le maintien de la fonction de barrière à long terme.

Il existe une méthodologie, avec modélisation physique et simulation numérique, qui permet de déterminer quel sera le niveau de sûreté à long terme, dans les conditions normales ou en cas d'apparition d'une faille (Lux, 2008).

A2.8 Aménagement et exploitation d'installations de stockage souterrain ou en surface

La présente section décrit le processus d'aménagement et d'exploitation de stockages en surface ou en formation géologique d'après l'expérience allemande principalement.

Lors de la conception et de l'exploitation d'un centre de stockage souterrain de déchets dangereux, il importe de tenir compte des points suivants :

- propriétés géologiques des formations hôtes adaptées au stockage des déchets dangereux ;
- conception et construction de l'installation ;
- critères d'acceptation des déchets ;
- exploitation du stockage ;
- fermeture du stockage ;
- programmes de surveillance et contrôles post-fermeture et institutionnels ;
- gestion écologiquement rationnelle du stockage.

En général, les mines de sel sont utilisées en Allemagne pour y stocker des déchets dangereux. Quand un stockage doit être aménagé dans une mine existante, il importe de respecter les exigences suivantes :

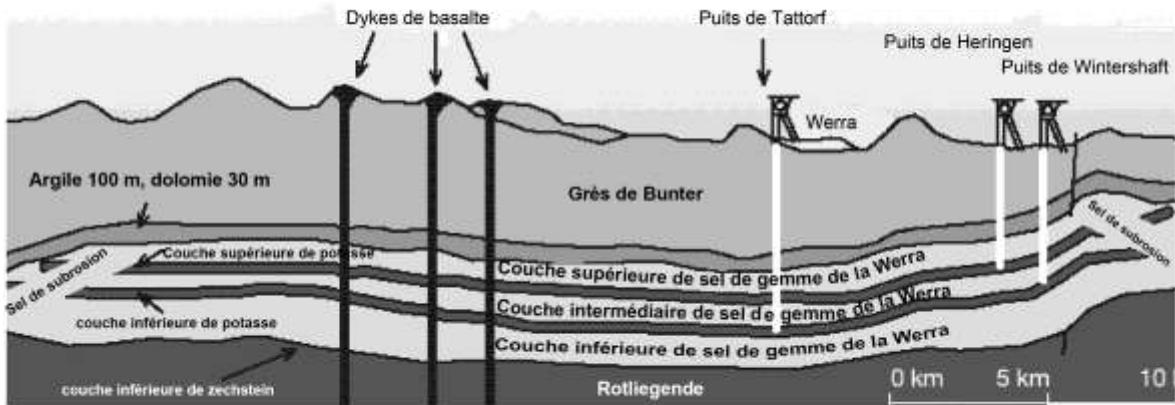
- la préférence doit être donnée aux mines dont les ressources sont épuisées ;
- si l'extraction minière a toujours lieu, les déchets ne doivent être stockés que dans des zones isolées de façon sûre des zones exploitées ;
- les cavités doivent être résistantes pour ne pas s'effondrer pendant l'exploitation ;
- les ouvrages dans lesquels seront stockés les déchets doivent être suffisamment secs ;
- les conditions géologiques du site doivent permettre d'isoler correctement les déchets de la biosphère ;
- concernant la phase post-fermeture, aucune opération de maintenance consécutive à l'exploitation ne doit être nécessaire.

A2.8.1 Propriétés géologiques des formations salines adaptées au stockage des déchets dangereux

La situation géologique du site revêt une importance capitale. La formation hôte doit être suffisamment grande pour pouvoir accueillir le stockage et suffisamment épaisse pour assurer la fonction de barrière à long terme. À titre d'exemple, la situation géologique du centre de stockage souterrain de déchets dangereux de Herfa-Neurode, en Allemagne, est illustrée à la figure A2.7.

La région minière autour du stockage exploite le gisement de sel du bassin de la Werra, dont on extrait du sel de potasse. Ce gisement de sel s'étend sur 1 100 km² à travers les régions de la Thuringe et de la Hesse. Il est plat et d'une épaisseur d'environ 300 m. Il s'est formé à l'époque du Zechstein (Permien), il y a environ 240 millions d'années, et contient principalement du sel gemme.

Figure A2.7 : Vue en coupe du site géologique de la mine de sel de la Werra (Allemagne)



À l'intérieur de cette imposante masse de sel sont renfermées deux couches de sel de potasse, épaisses de 2,5 à 3 m chacune et séparées l'une de l'autre par une couche intermédiaire de sel gemme de la Werra d'environ 60 m d'épaisseur. La masse de sel est située sous des couches d'argile et de dolomie, surmontées de 300 à 600 m de nouveau grès rouge. Quatre couches d'argile, d'une centaine de mètres au total, isolent la masse de sel du nouveau grès rouge aquifère.

Ces couches d'argile sont souples et imperméables. Elles ont conservé leurs propriétés isolantes lors des précédentes déformations de la croûte terrestre (par exemple, pendant le plissement du massif de la forêt de Thuringe). Elles protègent de façon fiable et durable le sel gemme sous-jacent. Il y a environ 20 millions d'années, au cours du Miocène, le gisement de sel a été traversé par des dykes et cheminées de basalte. C'est aussi de cette période que datent les sommets basaltiques typiques du massif du Rhön. Malgré ces contraintes thermiques et tectoniques extrêmes, les couches de sel sont restées pratiquement inchangées.

Toujours à cette période, du dioxyde de carbone a pénétré dans le sel. Liquéfié sous l'effet de la pression très élevée, ce gaz a été piégé dans les couches de sel et y subsiste encore aujourd'hui. La masse de sel est si compacte que le gaz comprimé n'a pas pu s'échapper pendant les millions d'années qui se sont écoulées depuis. On a là une preuve de l'étanchéité du gisement de sel.

C'est en raison de ces conditions géologiques favorables qu'il a été décidé d'exploiter sur ce site un stockage de déchets dangereux.

Au Royaume-Uni, le site du centre Minosus est composé de couches successives de sel du Cheshire et de roches sédimentaires formées il y a environ 200 millions d'années au Trias. Le groupe de mudstone de Mercia (marnes du Keuper) est présent sous la totalité de la mine. Cette mine est située sur une structure faillée de la formation saline de Northwich, délimitée à l'ouest et à l'est par deux grandes failles orientées N-NO. À la surface, des sables, graviers et argiles à blocs du Quaternaire forment une couche d'environ 60 m d'épaisseur totale. Sous la couche superficielle de sables et limons glaciaires, le substratum est « humide » en raison de la présence d'une solution saline renfermée dans le *mudstone* intermédiaire.

Le principal minéral de la formation de Northwich est la halite (sel gemme), avec des inclusions silteuses également en couches d'une épaisseur pouvant atteindre 10 m. La mine en exploitation et le stockage se situent tous deux à proximité de la base de la formation géologique. Le groupe de *mudstones* de Mercia est considéré comme un aquitard (couche minérale dans laquelle l'écoulement des eaux souterraines est ralenti). L'eau souterraine qui y circule est très minéralisée.

A2.8.2 Conception et construction d'un centre de stockage

Le premier centre de stockage souterrain de déchets dangereux en Allemagne a été ouvert en 1972 dans la région de Herfa-Neurode. L'extraction du sel de potasse utilise la technique des chambres et piliers. Cette technique nécessite de construire des galeries à angle droit, ce qui fait apparaître des piliers à base rectangulaire ou carrée soutenant la masse rocheuse sus-jacente. Ces piliers sont dimensionnés de manière à assurer une stabilité permanente des cavités. Avant de stocker des déchets dans ces cavités, on déblaye mécaniquement les roches friables des murs des puits et on installe des systèmes d'ancrage dans la roche pour plus de sûreté. La stabilité du stockage est ainsi garantie y compris en phase post-fermeture.

Une fois les plafonds sécurisés, on construit des voies d'accès à la zone de stockage des déchets, pour pouvoir utiliser des camions et des chariots élévateurs pendant la période d'exploitation.

La ventilation de la zone de stockage est indépendante de celle de la zone d'activité minière.

A2.8.3 Critères d'acceptation des déchets

En Allemagne, il importe de connaître la composition, la lixivibilité, le comportement à long terme et les propriétés générales d'un déchet de façon suffisamment précise pour pouvoir démontrer que les critères d'acceptation sont satisfaits. Pour être autorisé dans un stockage, un déchet doit soit figurer sur une liste des déchets acceptés définis en fonction de leur nature et de leur origine, soit présenter des propriétés dont il a été prouvé par des méthodes d'analyse qu'elles respectent certaines valeurs limites applicables.

Le conditionnement de chaque type de déchets est déterminé de façon spécifique en fonction des caractéristiques des déchets. Ce conditionnement doit résister aux contraintes mécaniques et à la corrosion éventuellement causée par son contenu. Les critères généraux de sélection d'un matériau de conditionnement sont les suivants :

- toxicité des déchets ;
- pH des déchets ;
- teneur en eau des déchets ;
- teneur en particules des déchets (particulièrement importante pour la sécurité du personnel lors de la réception des déchets et du contrôle des critères d'acceptation).

En Allemagne, les déchets stockés en formations géologiques sont généralement conditionnés dans des conteneurs en acier inoxydable ou en acier au carbone revêtus de plastique.

On classe les déchets en groupes ne contenant qu'un seul type de constituants et on les répartit dans le centre de stockage de manière à empêcher toute possibilité de réaction entre constituants de types différents. Bien qu'ils soient livrés et conditionnés dans des conteneurs scellés et que tout contact direct soit par conséquent exclu, les déchets sont stockés dans des cavités distinctes, isolées les

unes des autres pour éviter les risques de propagation d'incendie. Le fait de regrouper les déchets similaires permet en outre d'installer des systèmes d'extinction d'incendie adaptés.

En Allemagne, les déchets sont produits par les secteurs d'activité suivants :

- incinération de déchets municipaux ou dangereux ;
- fonderies ;
- travail des métaux ;
- industries chimiques ;
- industries pharmaceutiques ;
- industrie électrique ;
- production du verre ;
- assainissement ;
- traitement des déchets.

Les types de déchets produits en Allemagne sont, par exemple :

- cendres volantes des incinérateurs de déchets municipaux ou dangereux ;
- résidus de galvanisation ;
- résidus des fours à bains de sel ;
- résidus de distillation ;
- déchets contenant du mercure ;
- déchets contenant des PCB ;
- déchets de lampes fluorescentes ;
- déchets de filtration des eaux usées ;
- déchets de construction et déblais contaminés.

Si le stockage est aménagé dans une mine de sel, il n'est pas nécessaire de définir des limites de concentration pour les substances dangereuses contenues dans les déchets puisque le sel gemme les isole de la biosphère à long terme.

A2.8.4 Exploitation

Pour vérifier que les déchets sont gérés de la façon la mieux adaptée, il est impératif de mettre en œuvre des systèmes de surveillance. Tous les pays de l'OCDE recourent à ces systèmes. La plupart des systèmes permettent de surveiller les déchets dangereux sur tout leur cycle de vie⁹.

Le transport des déchets jusqu'à un site de stockage s'effectue habituellement par camion ou par train. Les véhicules s'arrêtent à l'entrée du site, une zone qui comprend généralement une aire d'entreposage des conteneurs réceptionnés, une station de pesage et des bureaux équipés d'un

9. Le décret allemand relatif aux comptes-rendus sur la récupération et le stockage définitif des déchets (OWRDR, 2006) est un exemple typique.

laboratoire. L'ensemble est étanche et parfois équipé de dispositifs de collecte distincts. La zone d'entrée peut aussi comporter des installations où l'on prélève des échantillons des déchets livrés et où l'on vérifie la nature des déchets et le respect des critères d'acceptation.

Même s'ils doivent être stockés en subsurface, les déchets sont parfois déchargés, soumis à des essais et/ou entreposés en surface avant d'être installés à leur emplacement définitif. Le bâtiment de réception est conçu et exploité de manière à protéger la santé humaine et l'environnement local. Il doit satisfaire aux mêmes exigences que n'importe quel autre bâtiment de réception de déchets.

Les inspections et contrôles des critères d'acceptation des déchets à l'entrée d'un site de stockage souterrain sont les suivants :

- contrôle du bordereau de suivi des déchets et des documents d'accompagnement ;
- comparaison des informations figurant dans le bordereau de suivi avec celles inscrites dans le certificat d'acceptation préalable ;
- détermination de la quantité/masse de déchets ;
- contrôles des déchets.

Les contrôles des déchets comprennent un contrôle visuel et le prélèvement d'échantillons, certains étant analysés pour confirmer la nature des déchets et d'autres conservés. Avant d'entrer dans le centre de stockage, les véhicules passent par un dispositif de mesure de la radioactivité.

Avant d'ouvrir les conteneurs de déchets pour les inspecter visuellement et prélever des échantillons, on utilise un système d'extraction pour vérifier l'absence de tout mélange gaz/air explosif. L'espace vide à l'intérieur de chaque conteneur est généralement contrôlé à l'aide d'une sonde. À la fin de la procédure, on scelle les ouvertures pratiquées pour les contrôles.

Une fois terminés les contrôles des critères d'acceptation, les déchets sont admis dans le stockage si les résultats des contrôles sont en accord avec les informations mentionnées dans le certificat d'acceptation préalable.

A2.8.5 Fermeture de l'installation

Aux termes de la réglementation allemande, les installations de stockage peuvent être fermées :

- si les conditions requises définies dans l'autorisation d'exploitation sont satisfaites ;
- à la demande de l'exploitant, après autorisation délivrée par l'autorité compétente ;
- sur décision raisonnable de l'autorité compétente.

À titre d'exemple, l'exploitant d'une installation allemande doit préparer un inventaire, pour le soumettre à l'autorité compétente, dans les six mois qui suivent la fin de la phase de stockage dans l'installation ou une section de l'installation. Cet inventaire comprend notamment les déclarations sur le comportement du stockage ainsi que les techniques mises en œuvre si l'installation ou la section d'installation se trouve en surface.

Pendant la phase de fermeture, l'exploitant doit rapidement prendre toutes les mesures requises pour prévenir les risques liés au stockage. Il peut s'agir, par exemple, d'installer une étanchéité par-dessus le stockage si l'installation ou la section d'installation se trouve en surface.

Si les déchets sont stockés en surface et qu'il est prévu un affaissement important, on peut prévoir une couverture provisoire pendant les principaux mouvements d'affaissement, avant d'installer le système d'étanchéité définitif. Cette couverture vise à réduire au minimum la formation de lixiviats et à empêcher la migration des gaz dans l'environnement.

A2.8.6 Programmes de surveillance et exigence de contrôles post-fermeture et institutionnels

Les installations de stockage souterrain conservent généralement des registres contenant toutes les informations relatives aux dates de stockage et à l'emplacement des déchets. Les documents conservés peuvent inclure une carte de la mine avec toutes les données sur les types de déchets stockés, les parois et barrières construits. Ils permettent habituellement de localiser n'importe quel déchet à tout moment. Normalement, ils permettent aussi de récupérer des déchets. On a souvent récupéré des déchets par le passé, et cette pratique est appliquée à plus grande échelle aujourd'hui, pour recycler des constituants des déchets et les réintroduire dans le cycle économique.

La sécurité du personnel d'une installation de stockage souterrain repose essentiellement sur la surveillance du système de ventilation, en particulier pour éviter tout risque lié aux particules dangereuses. Pour assurer cette surveillance, l'exploitant utilise des détecteurs de gaz et effectue des mesures de contrôle aux différents postes de travail. Des entreprises externes réalisent également des contrôles. Des systèmes fixes de détection de gaz et d'incendie sont en outre intégrés de façon permanente à des systèmes de surveillance en ligne.

En plus des contrôles effectués par l'exploitant lui-même, des inspections peuvent être menées par des experts indépendants ou par les autorités compétentes.

Certaines installations de stockage souterrain ont mis en place un système de gestion de la qualité. Les audits prévus dans ce cadre sont généralement réalisés par des experts indépendants et concernent toutes les procédures de travail dans l'installation ainsi que les niveaux de formation et de compétence du personnel.

Information et documentation

Les installations de stockage de déchets dangereux conservent habituellement les documents suivants :

- instructions et manuels d'exploitation ;
- registres d'exploitation ;
- examens annuels des données consignées dans les registres d'exploitation ;
- registre des déchets où sont répertoriés tous les déchets stockés ;
- déclaration annuelle sur le comportement de l'installation, si elle est en surface ;
- mesures des émissions de l'installation.

A2.8.7 Gestion écologique

La rationalité écologique est le principe sous-jacent de toute gestion des déchets. Ce principe est à la base de toutes les conventions internationales qui concernent les déchets.

À la fin des années 90, il a été établi que le niveau de sûreté environnementale était très variable d'une installation de gestion à une autre, même au sein des pays de l'OCDE. C'est pourquoi l'OCDE a

entrepris d'élaborer des lignes directrices internationales sur la gestion écologique des déchets. Cette démarche a principalement débouché sur la Recommandation du Conseil sur la gestion écologique des déchets [C(2004)100] et le Manuel d'application pour la mise en œuvre de la recommandation C(2004)100.

Les principaux objectifs de ces travaux étaient les suivants :

- fournir aux installations des prescriptions de base uniformes en matière de gestion écologique afin d'améliorer leurs performances environnementales lorsqu'il y a lieu ;
- parvenir à une plus grande harmonisation des règles applicables aux installations dans la zone OCDE, de façon que les installations ayant investi dans des technologies écologiquement rationnelles demeurent compétitives ;
- grâce à l'application de ces « lignes directrices », fournir l'assurance aux pays expédiant des déchets à l'intérieur de la zone OCDE que ces déchets sont dirigés vers des installations qui les traitent de façon écologiquement rationnelle.

La recommandation du Conseil contient non seulement des recommandations stratégiques générales à l'intention des gouvernements, mais aussi des « critères de performance de base » (CPB) que les installations de gestion des déchets doivent mettre en œuvre. Les recommandations de l'OCDE sont juridiquement non contraignantes, mais les pays membres sont censés faire tout leur possible pour les appliquer.

La recommandation du Conseil s'applique à tous les déchets (dangereux et non dangereux), qu'ils soient importés ou produits dans le pays, et à toutes les installations chargées de les collecter, valoriser, entreposer, traiter ou stocker. Compte tenu de la taille de l'entreprise, en particulier de la situation des PME, du type et de la quantité de déchets, de la nature de l'opération et de la législation nationale, elle invite les exploitants d'installations à adopter un système de gestion écologique, à faire inspecter et/ou auditer les mesures qu'ils ont prises en matière d'hygiène, de sécurité et d'environnement et à surveiller et consigner les quantités de déchets et d'effluents que ces installations produisent. D'autres recommandations concernent la protection non seulement de l'environnement, mais aussi de la santé du personnel. Les propriétaires d'installations doivent, à cet effet, établir des conditions de travail sûres et saines, former correctement le personnel afin d'éviter tout risque inutile et se doter de plans d'urgence, de fermeture et de gestion post-fermeture applicables en cas d'urgence ou de cessation définitive d'activité.

Outre l'OCDE, deux organisations internationales ont élaboré des approches spécifiques pour améliorer la gestion écologique des déchets : le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), par l'intermédiaire de la Convention de Bâle, et la Commission nord-américaine pour la coopération environnementale.

RÉFÉRENCES

- 40 CFR, U.S. Code of Federal Regulations Title 40 Protection of the Environment; Chapter I – Environmental Protection Agency, Subchapter I – Solid Wastes, Parts 261-268 (Parts 239-282).
- 42 USC, U.S. Code of Federal Regulations Title 42 the Public Health and Welfare, Chapter 82 (Solid Waste Disposal), Sections 6901-6992k.
- AEE (1999), *Hazardous Waste Generation in Selected European Countries – Comparability of Classification Systems and Quantities*, Topic report No. 14/1999, Agence européenne pour l'environnement, Copenhague, Danemark.
- AEE (2000), *Dangerous Substances in Waste*, Technical report No. 38, Agence européenne pour l'environnement, Copenhague, Danemark.
- AEE (2002), *Hazardous Waste Generation in Selected European Countries – Comparability of Classification Systems and Quantities*, Topic report No. 14/2001, Agence européenne pour l'environnement, Copenhague, Danemark.
- Bachmann, K.D. *et al.* (1993), *Potentielle Gesundheitsgefahren durch Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen*, Dt. Ärzteblatt 90, Heft 1/2, 11 janvier 1993, S. 52 ff.
- Bâle (1989), Convention de Bâle, Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination 9, voir www.basel.int/text/documents.html.
- BATWI (2006), *Integrated Pollution Prevention and Control Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration*, août 2006.
- BC (1995), *Guidance in Developing National and/or Regional Strategies for the Environmentally Sound Management of Hazardous Wastes*, Basel Convention Highlights No. 96/001, Genève.
- EPA (1992), *Toxicity Characteristic Leaching Procedure*, Revision 0, EPA Method 1311, US Environmental Protection Agency, juillet, Washington, D.C., États-Unis.
- EPA (1997), *Sensitive Environments and the Siting of Hazardous Waste Management Facilities*, US Environmental Protection Agency, Washington, D.C., États-Unis.
- EPA (2003), *Public Involvement Policy*, EPA 233-B-03-002, mai, US Environmental Protection Agency, Washington, D.C., États-Unis.
- EPA (2006a), *RCRA Orientation Manual*, Resource Conservation and Recovery Act, US Environmental Protection Agency, Washington, D.C., États-Unis.

- EPA (2006b), *The National Biennial RCRA Hazardous Waste Report (based on 2005 data), EPA Solid Waste and Emergency Response (5305P)*, EPA530-R-06-006, US Environmental Protection Agency, Washington, D.C., États-Unis, document consultable à l'adresse : www.epa.gov/osw/inforesources/data/br05/index.htm.
- EWL (2000), Décision de la Commission (2000/532/CE) du 3 mai 2000 remplaçant la décision 94/3/CE établissant une liste de déchets en application de l'article 1^{er}, point (a) de la directive 75/442/CEE du Conseil relative aux déchets et la décision 94/904/CE établissant une liste de déchets dangereux en application de l'article 1^{er}, paragraphe (4), de la directive 91/689/CEE du Conseil relative aux déchets dangereux, JO L 226, 6.9.2000, p. 3, modifiée.
- HWD (1991), Directive du Conseil (91/689/CEE) du 12 décembre 1991 relative aux déchets dangereux, JO L 377, 31.12.1991, p. 20 modifiée par la directive 94/31/CEE, JO L 168, p. 28, du 02.07.1994, corrigée le 30.01.1998, JO L 23, p. 39.
- Kummer, K. (1995), *International Management of Hazardous Wastes – The Basel Convention and Related Legal Rules*, Oxford University Press Inc, New York, États-Unis.
- LO (2002), *Ordinance on Landfills and Long-Term Storage Facilities* (décret sur les décharges et les installations de stockage à long terme) du 24 juillet 2002, *Bundesgesetzblatt*, partie I, p. 2807, modifiée le 12 décembre 2006, *Bundesgesetzblatt*, partie I, p. 2860.
- Lux, K.-H. (2008), « Abfallentsorgung in Salzkavernen », *Müll-Handbuch* Kz 8192, Lfg. 1/08.
- MWLO (2001), *Ordinance on Environmentally Sound Storage of Municipal Waste* (décret sur les décharges pour déchets municipaux) du 20 février 2001, *Bundesgesetzblatt*, partie I, p. 305, modifiée le 24 juillet 2002, *Bundesgesetzblatt*, partie I, p. 2807.
- OCDE (1997), *Considerations for Evaluating Waste Minimisation in OECD Member Countries*, Direction de l'environnement de l'OCDE, ENV/EPOC/PPC(97)17/REV2, Paris, France.
- OCDE (1998), *Final Guidance Document for Distinguishing Waste from Non-Waste* (ENV/EPOC/WMP(98)1/REV1), juillet 1998.
- OCDE (2001), *Décision du Conseil concernant la révision de la Décision C(92)39/FINAL sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets destinés à des opérations de valorisation* [C(2001)107/Final], OCDE, Paris, France.
- OCDE (2007a), *Données OCDE sur l'environnement : Compendium 2006/7*, OCDE, Paris, France.
- OCDE (2007b), *Manuel d'application pour la gestion écologique des déchets*, OCDE, Paris, France, www.oecd.org/env/waste.
- OCDE (2008), *Données OCDE sur l'environnement : Compendium 2008*, OCDE, Paris, France, www.oecd.org/dataoecd/30/18/41069197.pdf.
- OWRDR (2006), *Ordinance on Waste Recovery and Disposal Records* (décret relatif aux preuves d'élimination des déchets) du 20 octobre 2006, *Bundesgesetzblatt*, partie I, p. 2298.

- RMWA (1996), *Act for Promoting Closed Loop Recycling Management and Ensuring Environmentally Sound Waste Disposal* du 27 septembre 1994, *Bundesgesetzblatt*, partie I, p. 2705, modifiée pour la dernière fois le 9 décembre 2006, *Bundesgesetzblatt*, partie I, p. 2819.
- SC (2004), *Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants*, 17 mai 2004.
- Stief, K. (1987), « The Multi-Barrier Concept – A German Approach », *International Symposium Process, Technology and Environmental Impact of Sanitary Landfill*, octobre 1987, Cagliari, Sardaigne.
- WAC (2003), « Décision du Conseil (2003/33/CE) du 19 décembre 2002 établissant des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges, conformément à l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE », JO L 11, p. 27.
- WAC (2006), *Verordnung zur Umsetzung der Ratsentscheidung vom 19. Dezember 2002 zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien vom 13 H*, décembre 2006, BGBl. I, S. 2860.
- WLD (1999), « Directive 1999/31/CE du Conseil du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets », JO L 182, 16.07.1999, p. 1.
- WSR (2006), « Règlement (CE) n° 1013/2006 du Parlement européen et du Conseil, du 14 juin 2006, concernant les transferts de déchets », JO L 190, p. 1.

Annexe 3

ÉTUDES DE CAS : GESTION DES CENDRES DE CHARBON, DU MERCURE ET DU CO₂

Cette annexe réunit des études de cas concernant la gestion des déchets mercuriels (exemple correspondant au premier thème traité dans la présente étude) ainsi que des cendres de charbon et du CO₂, après la mise au point des techniques de captage et de stockage du carbone (thème 2 de cette étude).

À l'avenir, le charbon associé au captage et stockage du carbone et l'énergie nucléaire devraient être deux des principaux moyens de production d'électricité en base. Ces deux formes de production devraient être fortement demandées si le monde veut parvenir à opérer des réductions drastiques des émissions de gaz à effet de serre. L'un des objectifs de ce rapport est de déterminer en quoi les stratégies de gestion des déchets produits dans ces deux types de centrales sont différentes. Les principaux déchets de la combustion du charbon pour produire de l'électricité sont les cendres de charbon et le CO₂ et cette annexe donne un panorama sur certains aspects de leur gestion. La gestion des déchets radioactifs a été décrite en détail à l'annexe 1. Le but de la présente annexe est de fournir les bases de la comparaison générale entre la gestion des déchets des centrales nucléaires et des centrales à charbon que l'on trouve au chapitre 3.

Le mercure est un exemple de métal dangereux fortement toxique. L'étude de cas qui le concerne décrit certaines de ses caractéristiques de danger et met en perspective les stratégies employées pour sa gestion et son stockage en formation géologique. Comme la toxicité du mercure ne diminue pas avec le temps, les techniques de stockage doivent viser à isoler pour toujours ce déchet de l'être humain et de l'environnement. Pour pouvoir respecter les exigences de sûreté sur de très longues périodes sans avoir besoin d'intervenir ou d'exercer une surveillance, on s'oriente vers le stockage profond comme mode de gestion des déchets mercuriels (Brasser, 2009). C'est pourquoi les impératifs de confinement à long terme de ces déchets sont de même nature que ceux qui s'appliquent aux déchets de haute activité.

A3.1 Cendres produites par les centrales à charbon

A3.1.1 Part dans la production d'électricité et production totale de cendres

En 2005, les centrales à charbon ont assuré environ 40 % de la production d'électricité mondiale (Couch, 2006), voir figure A3.1-1. Chaque année, la production d'énergie par voie thermo-chimique consomme quelque 3,2 Gt de charbon et rejette une quantité de cendres pouvant atteindre 0,6 Gt. Une centrale à charbon classique de 500 MWe brûle environ 2 Mt/an de charbon.

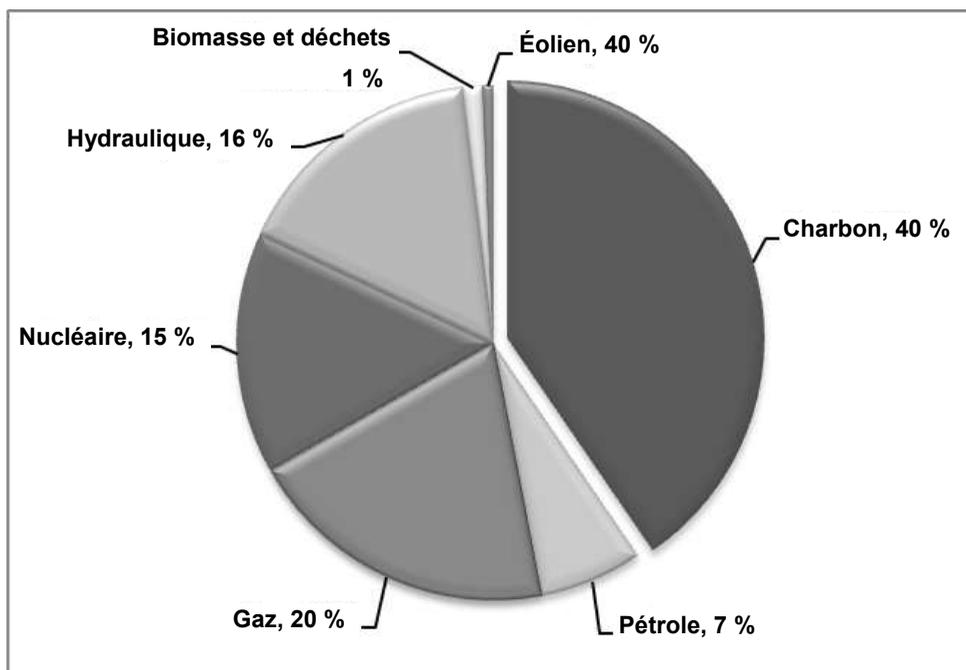
Les effets climatiques des émissions de CO₂ des centrales thermiques à flamme sont un motif de préoccupation planétaire. Ces émissions sont la première source de pollution atmosphérique d'origine anthropique, mais d'autres émissions ont également des effets nocifs importants. Les centrales à charbon rejettent dans l'atmosphère un mélange de polluants composé de particules fines, de

monoxyde de carbone, de dioxyde d'azote, de dioxyde de soufre, d'ozone, de composés organiques volatils et d'autres substances inorganiques. Les systèmes de dépollution employés dans les centrales à charbon modernes peuvent comprendre des laveurs qui permettent d'éliminer la plupart des oxydes de soufre et d'azote ainsi que l'acide chlorhydrique. Une partie des substances volatiles, comme le mercure et le cadmium, est libérée dans l'atmosphère avec le fluor, le chlore et le brome.

Une étude de l'Agence européenne pour l'environnement montre que la production d'énergie est à l'origine de 30 % des émissions totales de PM₁₀ (particules de diamètre inférieur à 10 microns) en Europe. La production d'électricité dans les centrales à charbon contribue largement aux rejets de PM₁₀ et devrait donc être considérée comme une source significative de dommages pour la santé dans le monde entier, même dans les économies avancées. *Les Perspectives de l'environnement de l'OCDE* estiment que les émissions de PM₁₀ ont, en 2000, causé la mort prématurée de 960 000 personnes, avec une perte totale de 9,6 millions d'années de vie dans le monde.

La combustion du charbon libère également des substances radioactives dans l'environnement et principalement de l'uranium, du thorium et leurs produits de filiation, par exemple le radium, le radon, le polonium, le bismuth et le plomb. Le potassium-40 naturellement radioactif, qui n'est pas un produit de filiation, est également très important.

Figure A3.1-1 : Part des différentes énergies dans la production d'électricité, 2005



Sources : Couch, 2006 ; Joshi et Lothis, 1997 ; Sear, 2001 ; Sloss, 2007 ; Barnes et Sear, 2004.

Les quantités de charbon consommé et de cendres rejetées lors de la production d'électricité sont récapitulées au tableau A3.1-1 pour les pays producteurs de charbon et au tableau A3.1-2 pour les pays non producteurs. On notera que les différences entre les méthodes nationales de collecte des données peuvent entraîner des incohérences ; les données sont tirées d'une source qui a synthétisé l'ensemble.

Tableau A3.1-1 : Quantités de charbon consommé et de cendres rejetées lors de la production d'électricité dans les pays producteurs de charbon en 2002

Pays	Production de charbon bitumineux, Mt/an	Production de lignite, Mt/an	Consommation de charbon, (importations – exportations) [pour fabrication de coke]	Consommation pour la production d'électricité, Mt/an	Cendres [% moyen dans le charbon]	Production totale de cendres, Mt/an
Chine	1 343	50	1 315 (-78) [240]	700-750	[24 %]	160-185
États-Unis	520	473	992 (-1) [19]	820	[10-15 %]	90
Inde	335	24	379 (+20) [23]	285-290	[30-40 %]	90
Australie	256	84	133 (-207) [4]	55 & 68	[30% & 4 %]	18-23
Féd. de Russie	168	85	214 (-39) [40]	165-175	[10-20 %]	25-35
Afrique du Sud	215	0	156 (-59) [3]	80-90	[30-35 %]	20-30
Allemagne	29	182	242 (+31) [10]	34 & 169	[10% & 8 %]	15-20
Pologne	102	85	146 (-41) [14]	40 & 60	[20% & 10 %]	10-15
Indonésie	103	0	29 (-74)	20-22	[10 %]	2-3
Ukraine	82	1	86 (+3) [27]	40	[20-25]	10-20
Kazakhstan	71	3	50 (-24) [3]	25	[40]	8-15
Rép. dém. de Corée	53	15	31	s.o.		s.o.
Grèce	0	70	84	65	[10-15]	8-12
Canada	30	37	85	11 & 44	[10% & 15 %]	5-10
Rép. tchèque	15	48	0	4 & 41	[15 %]	4-8
Turquie	2	51	182	1 & 42	[15-20 %]	6-10
Colombie	40	0	85	–		–
Serbie et Montenegro	0	34	0	s.o.		s.o.
Roumanie	4	27	1	25	[10-25 %]	2-5
Royaume-Uni	30	0	3	46	[10 %]	4-6
Bulgarie	0	26	15	24	[25-30 %]	5-8
Espagne	10	12	44 (+22) [4]	37	[10% & 20 %]	5-10
Thaïlande	0	20	20	15	s.o.	s.o.
Vietnam	15	0	10 (-5)	8	s.o.	s.o.
Hongrie	0	13	14(+1)[1]	12	s.o.	s.o.
Total	3 423	1 340	4 273 [409]	≈2 975		487-595

Note : s.o. = sans objet.

Source : Couch, 2006.

Tableau A3.1-2 : Quantités de charbon consommé et de cendres rejetées lors de la production d'électricité dans les pays non producteurs de charbon en 2002

Pays	Consommation de charbon, Mt/an [production, Mt/an]	Consommation pour la production d'électricité, Mt/an (estimations)	Cendres [% moyen] quantité, Mt/an
Japon	160 [1]	85	[12 %] 7
Rép. de Corée	75 [3]	43	[12 %] 5
Taipei chinois	51	42	[12 %] 5
Italie	20 [2]	14	[12 %] 1,7
France	19 [2]	9	[12 %] 1,1
Brésil	18 [5]	4	[15 %] 0,6
Philippines	13 [2]	s.o.	s.o.
Pays-Bas	13	9	[12 %] 1,1
Israël	12	10	[12 %] 1,2
Belgique	11	4	[12 %] 0,5
Total	392 [15]	≈220	≈23 Mt/an

Note : s.o. = sans objet.

Source : Couch, 2006.

A3.1.2 Propriétés du charbon et processus de combustion

C'est la transformation de matières organiques en tourbe, puis la transformation de celle-ci par divers processus de vieillissement (diagénèse et métamorphose) pendant des durées géologiques de dizaines voire de centaines de millions d'années, qui serait à l'origine du charbon. Le charbon est une roche sédimentaire en couches stratifiées formées par coalescence et transformation d'anciens gisements de tourbe. Les couches sont souvent horizontales, mais de nombreuses veines se sont inclinées suite à des plissements, des failles ou des mouvements orogéniques.

Il existe de multiples variétés de charbon. Le charbon récent, de moins de 65 millions d'années, est souvent du lignite dont la teneur en matières inorganiques est beaucoup plus élevée que celle des charbons plus anciens (qui est d'environ 15 %). Au cours du temps, des processus géologiques et chimiques à haute pression et haute température compriment et transforment les débris végétaux, donc augmentent le pourcentage de carbone, produisant ainsi des charbons de qualités, c'est-à-dire de variétés, différentes. Les charbons sont classés en fonction de leur pourcentage de carbone fixe, de leur teneur en matières volatiles et de leur pouvoir calorifique. La matière incombustible, qui réduit la proportion de carbone et donc la qualité du charbon, se transforme en cendres pendant la combustion. La matière inorganique du charbon est composée de minéraux – parmi lesquels l'argile (le constituant inorganique le plus abondant), les carbonates, les sulfures et le quartz – qui soit se sont déposés parmi les déchets végétaux des marécages finalement comprimés pour former de la tourbe, soit sont des portions de la formation encaissante extraites par inadvertance avec le charbon. Des radionucléides sont également présents dans le charbon, soit parce qu'ils se trouvaient dans les couches de tourbe d'origine ou dans les couches de matières inorganiques intercalées avec la tourbe, soit parce que, provenant des roches et sols encaissants, ils ont été entraînés dans le charbon pendant ou après la houillification (EPA, 1973 ; EPA, 1977 ; DOI, 1963).

La qualité du charbon est aussi étroitement liée aux propriétés de la cokéfaction. La distillation sèche (pyrolyse, c'est-à-dire action de la chaleur en l'absence d'air) du charbon produit des gaz et des liquides. Les proportions de coke, de goudron et de gaz dépendent fortement de la variété de charbon utilisée. La même chose est vraie de l'intégrité mécanique du coke qui dépend de la formation de

goudron, lequel, si on continue de le chauffer se décompose pour former un liant efficace entre les grains de charbon.

Pour pouvoir brûler dans une chaudière, le charbon doit subir divers traitements, dont mélange, pulvérisation, lavage et flottation, le but étant d'ôter autant de matière minérale incombustible que possible. Ces procédés augmentent le pouvoir calorifique du charbon et réduisent au minimum, mais sans les éliminer complètement, les quantités de cendres produites au cours de la combustion. Les centrales thermiques modernes utilisent du charbon pulvérisé pour augmenter la surface de contact entre les grains de charbon et les gaz. Des jets d'air assurent la rapidité et l'efficacité du contact.

Il existe deux grands types de chaudières, avec ou sans lit fluidisé. Dans le premier cas, les fines particules de sable qui composent le lit fluidisé facilitent le transfert de chaleur des grains en combustion vers les échangeurs.

Dans une chaudière à charbon pulvérisé, une particule s'oxyde en quelques millisecondes (Wooley *et al.*, 2000). Les températures des zones les plus chaudes avoisinent généralement 1 650 °C. Pour réduire la formation d'oxydes d'azote, dont les émissions sont strictement limitées, la température maximale est volontairement maintenue au moins 100 °C en-dessous de celle du mélange stœchiométrique. De l'air supplémentaire est injecté par des buses un peu plus haut dans la chambre de combustion afin de maintenir l'oxygène en excès partout dans les fumées. Le temps de séjour d'une particule de combustible dans la chaudière est généralement de 3 à 4 secondes (Wooley *et al.*, 2000). De cette manière, le rendement de la combustion est très élevé.

A3.1.3 Systèmes de dépollution et de récupération des cendres

Certaines des cendres (« cendres de foyer ») tombent simplement par gravité dans les parties inférieures de la chaudière (y compris le réchauffeur et l'économiseur). Une autre partie des cendres (« cendres sous cyclone ») est recueillie par un cyclone. En général, ces deux formes de cendres sont appelés « mâchefers » (elles peuvent se mélanger pendant le processus de récupération), par opposition aux « cendres volantes » qui s'échappent de la chambre de combustion avec les fumées. Dans les chaudières à charbon modernes, un fort pourcentage des cendres (environ 80 %) (Wooley *et al.*, 2000) est récupéré sous la forme de cendres volantes.

Dans la majorité des cas, les cendres volantes sont pour l'essentiel collectées par précipitation électrostatique¹. Des filtres à manches² peuvent être utilisés à la place ou en complément, parfois avec un système de traitement chimique par voie sèche ou semi-sèche³.

Les systèmes de dépollution des centrales à charbon modernes peuvent comprendre des laveurs qui permettent d'éliminer la plupart des oxydes de soufre et d'azote ainsi que l'acide chlorhydrique. Le principal sous-produit de ces systèmes est le gypse (sulfate de calcium).

Le mercure et, dans une certaine mesure, le cadmium sont des substances beaucoup plus volatiles que les autres métaux lourds présents dans les fumées de combustion du charbon. Ils ont peu tendance à se condenser dans les cendres et peuvent donc être émis et devenir un danger sanitaire et

-
1. Les fumées traversent un champ électrostatique intense sous l'effet duquel les particules chargées viennent se fixer aux parois. À intervalles réguliers, on procède au décolmatage des parois.
 2. Les cendres accumulées sont décollées par injection d'air à contre-courant.
 3. On pulvérise du lait de chaux dans les fumées. Les jets sont réglés pour que la suspension pulvérisée sèche avant d'atteindre les filtres.

environnemental, même si les fumées sont traitées par des filtres mécaniques (électrofiltres et filtres à manches). Pour augmenter le taux de récupération de ces substances, on peut ajouter du charbon actif aux fumées et/ou utiliser des systèmes de dépollution par voie humide (laveurs). Mais dans ce cas, les résidus de la combustion seront contaminés par les matières qui n'ont pas brûlé.

La qualité du charbon, en particulier sa teneur en soufre et en mercure, et le type de chaudière sont les deux principaux facteurs qui déterminent dans quelle mesure on doit traiter les fumées par voie chimique. Les chaudières à lit fluidisé fonctionnent à des températures inférieures, donc rejettent moins d'oxydes d'azote. Les cendres de foyer produites dans ces chaudières, ou « cendres de lit » comme on les appelle dans ce cas, contiennent systématiquement des particules du lit fluidisé.

Ainsi, aucun gaz de combustion visible ne s'échappe d'une centrale à charbon moderne. La seule « fumée » observable à l'œil nu est due à la condensation de l'eau dans l'air en sortie des cheminées de refroidissement (c'est-à-dire l'eau qui s'est précédemment évaporée à l'intérieur des cheminées). Dans des conditions météorologiques normales, ces gouttelettes d'eau s'évaporent à nouveau rapidement quand l'air rejeté par les cheminées se mélange à l'air ambiant. Mais de grandes quantités de dioxyde de carbone invisible s'échappent aussi des cheminées des centrales à charbon, et ces rejets suscitent de profondes inquiétudes puisque qu'ils sont l'une des principales causes du changement climatique.

Les systèmes de récupération des cendres varient en fonction des procédés appliqués, mais à chaque procédé ne correspond pas spécifiquement un et un seul système. On a vu, par exemple, que les filtres à manches qui recueillent les cendres volantes peuvent être associés à des systèmes de traitement chimique par voie semi-sèche. Les systèmes de récupération des cendres sont parfois conçus pour traiter ensemble, sans qu'il soit possible de les séparer, toutes les cendres provenant de points de collecte différents, voire de tranches différentes.

Les cendres de foyer (et/ou cendres de lit et/ou cendres sous cyclone), en particulier, peuvent avoir une température très élevée au point de récupération. Elles peuvent donc être difficiles à manipuler car les résidus de matières combustibles continuent de brûler. Pour les récupérer, on les plonge souvent dans un bain d'eau. Les cendres humides et les cendres sèches sont recueillies et gérées séparément.

A3.1.4 Classifications des cendres

Comme on pouvait s'y attendre, les classifications des cendres varient non seulement avec les pays, mais aussi avec les compagnies d'électricité, les centrales et les unités de combustion. L'interprétation et l'emploi des termes peuvent fluctuer puisque les définitions précises des catégories sont parfois spécifiques à une centrale. On notera que les catégories établies peuvent se rapporter à des types de cendres produites en gros volume ou en faible volume et que les stratégies de gestion les mieux adaptées peuvent être très différentes selon le volume de cendres à traiter.

À titre d'exemple, le *Report to Congress on Wastes from the Combustion of Fossil Fuels* de l'*Environmental Protection Agency* (EPA, 1999) classe les résidus produits en grandes quantités dans les quatre catégories suivantes :

- cendres volantes ;
- cendres de foyer ;
- cendres sous cyclone ;
- boues de désulfuration des fumées ;

Les résidus produits en petites quantités sont classés dans les catégories suivantes :

- eau de ruissellement des terrils de charbon ;
- rejets/pyrites des broyeurs à charbon ;
- eaux de purge des chaudières ;
- eaux et boues de purge des tours de refroidissement ;
- boues de traitement des eaux ;
- effluents des circuits de régénération ;
- eaux de lavage des réchauffeurs et des électrofiltres ;
- eaux de nettoyage chimique des chaudières ;
- eaux collectées par les siphons, drains de plancher et puisards ;
- déchets de laboratoire ;
- boues d'épuration des eaux usées.

On notera que, même avec un classement parfait, les propriétés de chaque catégorie de résidus restent variables, principalement en fonction de la qualité du combustible et de la charge thermique de l'unité de combustion. De plus, comme les résidus tendent à réagir avec l'eau ou le dioxyde de carbone, même après leur récupération, leurs propriétés peuvent évoluer au cours du temps.

La section précédente évoquait des raisons pour lesquelles les cendres récupérées en divers points d'une même unité de production ont généralement des propriétés très différentes. En fait, les variations les plus importantes sont dues à la composition chimique et aux phénomènes de séparation liés à la volatilisation, l'évaporation et la condensation fractionnée dans la chaudière. Dans le cas présent, l'évolution thermique, par exemple la vitesse plus ou moins rapide de refroidissement intervient également⁴.

Les particules les plus grosses se retrouvent dans les mâchefers tandis que les particules les plus fines (la plupart ont un diamètre compris entre 0,005 et 0,02 mm) constituent les cendres volantes (Wooley *et al.*, 2000). La finesse des particules et leur distribution granulométrique dans les cendres s'expliquent par les phénomènes transitoires rapides qui se produisent dans la chaudière. Les matières qui se condensent n'ont pas le temps de diffuser vers les particules de grand diamètre. Par conséquent, les matières volatiles se condensent préférentiellement sur les particules fines.

Le tableau A3.1-3 classe certains éléments traces dans les cendres de charbon en fonction de leur comportement dans une chaudière.

Tableau A3.1-3 : Classification des éléments traces en fonction de leur volatilité dans une chaudière

Groupe	Éléments
3	Hg, Br, Cl, F
2+3	B, Se, I
2	As, Cd, Ga, Ge, Pb, Sb, Sn, Te, Tl, Zn
1+2	Ba, Be, Bi, Co, Cr, Cs, Cu, Mo, Ni, Sr, Ta, U, V, W
1	Eu, Hf, La, Mn, Rb, Sc, Sm, Th, Zr

Note : Les éléments du groupe 3 sont les plus volatils et ceux du groupe 1 sont les moins volatils.
Source : Sloss, 2007.

4. Un refroidissement très rapide (trempé) produit des matières plus réactives qu'un refroidissement lent (tous autres facteurs étant égaux).

Les éléments majeurs ne figurent pas dans ce tableau. Ils jouent néanmoins un rôle important puisqu'il y a concurrence entre les éléments susceptibles de réagir avec la même substance, par exemple le chlore. Ainsi, le sodium et le potassium sont sur-représentés dans les cendres volantes. Ils tendent à se condenser sous la forme de chlorures. Le silicium et l'aluminium sont sur-représentés dans les cendres de foyer. Le calcium et le magnésium sont présents en même proportion dans les deux types de cendres.

A3.1.5 Composition chimique générale du charbon et des résidus de sa combustion

Tableau A3.1-4a : Éléments traces de charbons thermiques internationaux et de charbons australiens (mg/kg)

Élément	Charbons internationaux			Charbons australiens		
	Moyenne	Bas	Haut	Moyenne	Bas	Haut
As	3,3	0,32	26	0,93	0,1	2,7
B	59,0	6	143	21	4	36
Be	0,95	0,1	3,2	0,82	0,2	2,1
Br	7,0	2	38	5	2	17
Cd	0,07	0,01	0,19	0,09	0,01	0,28
Cl	310,0	10	1 470	320	10	1 500
Co	4,7	1	13	3,7	1,2	12
Cr	12,0	2	34	9	2,9	24
Cu	9	1	28	14	6,2	32
F	100	15	305	98	35	340
Hg	0,066	0,01	0,19	0,021	0,006	0,08
I	3	2	7	6	2	14
Mn	44	8	123	99	4	700
Mo	1,1	0,07	4,2	0,85	0,1	2,7
Ni	9	1	22	8,6	1,4	31
Pb	7,2	0,5	22	5,8	2,2	14
S.%	0,65	0,115	3,0	0,6	0,21	0,95
Sb	0,37	0,02	1,4	0,46	0,05	1,2
Se	1,4	0,1	5,3	0,47	0,12	1,1
Th	3,1	0,1	12,2	2,6	0,5	6,9
U	1,2	0,02	5,5	0,93	0,27	2,5
V	20	1,5	54	23	7	62
Zn	12	4	55	14	4	51

Sources : Couch, 2006 ; Dale, 2005.

Tableau A3.1-4b : Exemples de la composition chimique du charbon et des cendres correspondantes

Charbon	Harworth	Bailey	PRB1	PRB2	Bowen basin	Hunter Valley	Prodeco	Goedehoop	Talcher	Mélange JR/PRB1	Mélange PRB1/Bailey
Origine	Royaume- Uni	Est des États-Unis	Ouest des États-Unis	Ouest des États-Unis	Australie	Australie	Colombie	Afrique du Sud	Inde	États-Unis	États-Unis
H ₂ O, %	2,5	2,3	18,0	19,7	4,8	3,2	3,7	2,8	9,7	18,9	11,2
cendres, %(ar)	14,4	8,9	3,7	5,8	7,6	9,8	8,6	13,1	39,7	4,8	5,6
MV, %(ar)	31,4	34,5	34,5	35,0	27,8	30,7	35,5	25,4	24,0	43,7	34,8
PCS, MJ/kg(ar)	28,9	31,0	24,1	22,5	28,9	29,9	29,6	28,2	15,1	23,4	27,5
PCI, MJ/kg(ar)	27,8	29,9	22,9	21,3	28,0	28,9	28,5	27,4	14,3	22,2	26,3
S, %(ar)	2,3	1,3	0,33	0,33	0,4	0,46	0,66	0,7	0,37	0,46	0,8
Cl, %(ar)	0,20	0,21	0,01	0,01	0,01	0,02	0,5	0,01	0,01	0,02	0,17
C, %(daf)	82,4	83,7	76,3	77,4	81,8	83,0	81,4	83,5	74,5	75,9	80,6
H, %(daf)	5,5	5,3	4,4	4,4	4,5	4,9	5,5	4,5	4,9	4,4	4,9
N, %(daf)	1,78	1,66	0,98	1,12	1,77	1,86	1,68	2,03	2,07	1,1	1,41
O, %(daf)	7,4	7,7	17,9	18,6	11,5	9,7	10,1	9,2	17,7	18,0	11,9
MV, %(daf)	37,8	38,9	44,1	47,0	31,7	35,3	40,5	30,2	47,4	45,2	41,8
Rapport CF/MV	1,65	1,57	1,27	1,13	2,15	1,83	1,47	2,31	1,11	1,20	1,39

Notes : L'analyse effectuée consiste à déterminer les quantités de carbone fixe (CF), de matières volatiles (MV), d'eau et de cendres présentes dans les échantillons de charbon. Les valeurs sont des pourcentages massiques (% masse) exprimés par rapport à des masses différentes. La masse ar (*as received*) est la plus utilisée dans les applications industrielles : elle tient compte de toutes les matières, donc le pourcentage est calculé par rapport à la masse totale de charbon. La masse daf (*dry, ash free*) exclut l'eau et les cendres. Le PCS est le pouvoir calorifique supérieur et le PCI est le pouvoir calorifique inférieur.

Sources : Couch, 2006 ; Wigley et Williamson, 2005.

Tableau A3.1-4c : Compositions de cendres normalisées (% masse)

Charbon	Harworth	Bailey	PRB1	PRB2	Bowen basin	Hunter Valley	Prodeco	Goedehoop	Talcher	Mélange JR/PRB1	Mélange PRB1/Bailey
Origine	Royaume- Uni	Est des États-Unis	Ouest des États-Unis	Ouest des États-Unis	Australie	Australie	Colombie	Afrique du Sud	Inde	États-Unis	États-Unis
SiO ₂	50,8	56,4	36,3	39,2	61,5	81,6	63,4	43,1	67,2	38,6	48,5
Al ₂ O ₃	26,1	25,4	19,7	20,9	31,0	13,2	20,0	33,3	24,3	19,1	24,9
Fe ₂ O ₃	14,5	10,7	6,2	6,8	4,1	2,8	7,2	4,8	2,9	6,4	9,7
CaO	1,2	2,1	20,9	23,0	0,5	0,3	2,5	10,9	1,1	22,6	7,6
MgO	1,2	0,9	5,6	4,6	0,2	0,3	2,4	2,6	0,8	5,4	2,4
K ₂ O	3,9	2,3	0,7	0,5	0,3	0,9	2,4	0,5	1,8	0,5	2,0
Na ₂ O	0,8	0,5	7,6	1,5	0,1	0,1	0,8	0,3	0,1	4,0	3,0
TiO ₂	1,0	1,6	1,8	1,8	1,9	0,7	1,0	1,7	1,3	1,8	1,5
BaO	0,1	0,1	0,9	0,7	0,1	0,03	0,2	0,4	0,1	0,8	0,3
Mn ₃ O ₄	0,05	0,03	0,06	0,03	0,01	0,03	0,07	0,08	0,03	0,05	0,02
P ₂ O ₅	0,3	0,15	0,21	1,1	0,39	0,07	0,16	2,4	0,46	0,68	0,16
SiO ₂ /Al ₂ O ₃	1,94	2,22	1,84	1,87	1,99	0,20	3,18	1,29	2,76	2,02	1,95
Rapport base/acide	0,26	0,20	0,71	0,59	0,05	0,05	0,18	0,24	0,07	0,66	0,33

Source : EPA, 2006.

Des exemples de la composition chimique du charbon et des éléments majeurs⁵ contenus dans ses cendres sont présentés dans les tableaux A.3.1-4b et c. Ils portent sur un large éventail de charbons provenant principalement de pays exportateurs. L'étude dont ils sont tirés a été effectuée dans un laboratoire d'essai, de sorte que les cendres représentent la totalité des résidus, à l'exception de ceux qui sont normalement absorbés au cours du lavage chimique des fumées. Les éléments traces du charbon et leurs plages de concentrations sont portés dans le tableau A3.1-4a.

A3.1.6 Propriétés sanitaires et environnementales des cendres de charbon

L'impact des cendres de charbon sur la santé humaine et l'environnement dépend des voies d'exposition. Les voies d'exposition généralement considérées pour la plupart des substances dangereuses sont l'ingestion de liquides (eau de boisson) et de solides (dont les aliments) et l'inhalation. Le plus souvent, c'est la consommation d'eau qui est la principale voie d'exposition des personnes aux composés inorganiques et organiques.

Dans le cas des substances radioactives libérées lors de la combustion du charbon, il faut également tenir compte de l'irradiation externe et de l'inhalation (de gaz radon et de particules). Il s'agit des deux principales voies d'exposition, mais il existe des variations en fonction des radionucléides et des sources de rayonnement.

L'emploi de filtres à particules efficaces dans les centrales à charbon a réduit l'impact de l'inhalation des gaz rejetés par les cheminées, mais pas nécessairement l'impact des autres voies d'exposition.

Dans le cas des organismes vivants autres que les êtres humains, les scénarios d'exposition à considérer en priorité sont l'absorption d'eau superficielle ou souterraine et l'exposition directe aux rayonnements. Cependant, les critères de protection actuellement appliqués visent à protéger les populations, et non les individus, car on manque de données et de connaissances concernant l'impact sur la santé et l'environnement des organismes animaux.

Composés inorganiques

Les concentrations généralement mesurées dans les lixiviats après agitation d'échantillon⁶ sont indiquées dans le tableau A3.1-5. La méthodologie des essais est similaire à celle de l'essai normalisé EN 12457-2 de l'UE utilisé pour valider les critères d'admission des déchets en décharge.

Composés organiques

La présence de composés organiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les dioxines est un sujet d'inquiétude constant. Du fait de la mauvaise combustion du charbon et de l'absence de systèmes de dépollution, ces composés ont eu par le passé un impact très lourd sur la santé. Des travaux de recherche de grande envergure ont été menés pour réduire leurs émissions. Aujourd'hui, les émissions et l'impact de ces composés sont faibles grâce aux efforts relativement importants entrepris dans les centrales (les installations de dépollution occupent généralement beaucoup plus de place que le bâtiment de la chaudière). Cependant, comme il est difficile d'éliminer tous les HAP et dioxines des cendres, on s'interroge pour savoir s'ils sont effectivement tous mesurés.

5. Les éléments majeurs sont représentés comme des unités hypothétiques.

6. On agite ou on retourne doucement, pendant 24 heures, un échantillon mélangé à de l'eau déminéralisée dont la masse est, par exemple, dix fois la masse sèche de l'échantillon.

Tableau A3.1-5 : Concentrations usuelles (en mg/litre) dans les lixiviats de cendres de charbon au Royaume-Uni, obtenues par essai d'agitation DIN 38414-S4

Élément	Plages de concentrations usuelles des éléments lixiviables	Élément	Plages de concentrations usuelles des éléments lixiviables
Aluminium	<0,1*-9,8	Magnésium	<0,1*-3,9
Arsenic	<0,1*	Manganèse	<0,1*
Bore	<0,1*-6	Molybdène	<0,1*-0,6
Baryum	0,2-0,4	Sodium	12-33
Calcium	15-216	Nickel	<0,1*
Cadmium	<0,1*	Phosphore	<0,1*-0,4
Chlore	1,6-17,5	Plomb	<0,2*
Cobalt	<0,1*	Soufre	24-510
Chrome	<0,1*	Antimoine	<0,01*
Chrome VI	<0,1*-1	Sélénium	<0,01*-0,15
Cuivre	<0,1*	Silicium	0,5-1,5
Cyanure	<0,01*	Étain	<0,1*
Fluor	0,2-2,3	Titane	<0,1*
Fer	<0,1*	Vanadium	<0,1*-0,5
Mercure	<0,01*	Zinc	<0,1*
Potassium	1-19	pH	7-11,7

Notes : * Valeur inférieure au seuil de détection. Rapport liquides/solides de 10/1 litres par kilogramme. L'un des échantillons était conditionné dans de l'eau de mer, d'où les concentrations élevées mesurées pour le chlore.

Source : Sear, 2001.

Du point de vue de la protection de la santé et de l'environnement, les deux classes de composés organiques à surveiller en priorité sont les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les dioxines. Chacune de ces classes comprend un certain nombre de composés de toxicité variable. Certains sont très toxiques et parfois même carcinogènes, et ne peuvent donc être rejetés qu'en quantités extrêmement limitées. La teneur en HAP des cendres de charbon est faible, mais les volumes de charbon brûlé sont considérables.

D'importantes recherches ont été menées pour évaluer les concentrations de ces composés dans les cendres produites par les centrales thermiques. Une étude de 1995 (Sear, 2001 ; Wild and Jones, 1995) a montré que les centrales à charbon sont la principale source de rejet de ces substances dans l'environnement (3 140 tonnes par an au Royaume-Uni) si l'on excepte les unités de gazéification du charbon. Ces résultats ont été partiellement contestés. D'une part, il a été dit que les HAP des cendres ne se retrouvent pas dans l'environnement (la demi-vie d'une dioxine dans un sol ordinaire est d'environ 2 ans). D'autre part, les essais de lixiviation réalisés selon la méthode de l'*Environment Agency* britannique indiquent, pour les principales espèces étudiées, des concentrations inférieures à 0,2 microgramme par litre.

D'après Sear (2001), il est peu probable que des dioxines se forment dans les conditions existant à l'intérieur des chaudières à charbon, donc les cendres ne devraient en contenir que des traces. Plusieurs chercheurs (Sear, 2001) ont confirmé que les cendres produites par les centrales à charbon contiennent rarement des dioxines à des concentrations supérieures à 0,000025 mg/kg, c'est-à-dire les quantités qu'on mesure habituellement dans les sols. Cependant, selon des recherches plus récentes

(Sear, Weatherley et Dawson, 2003) se référant à (JEP, 2003), les concentrations totales peuvent atteindre 25 mg/kg quand on applique des techniques plus efficaces pour extraire les HAP des cendres, même si plus de la moitié des valeurs mesurées restent inférieures à 10 mg/kg. Ces nouveaux chiffres sont beaucoup plus élevés que les précédents, néanmoins ces valeurs restent globalement relativement faibles.

Éléments radioactifs

La totalité du radon présent dans le charbon est rejetée dans l'air pendant la combustion (Smith *et al.*, 2001). Cependant, les cendres renferment les sources futures de radon. Le radon possède trois isotopes radioactifs présentés dans le tableau A3.1-6.

Tableau A3.1-6 : Isotopes du radon [16]

Chaîne de désintégration	Isotope	Nom	Période
Uranium	²²² Rn	Radon	3,82 jours
Thorium	²²⁰ Rn	Thoron	55 secondes
Actinium	²¹⁹ Rn	Actinon	4 secondes

Source : Brune *et al.*, 2001.

Des périodes radioactives du tableau A3.1-6, il ressort qu'il y a quasi-équilibre entre les isotopes du radon formés dans les cendres et leurs parents au bout d'une période allant d'une minute à deux mois. Le radon présent dans le charbon au moment de la combustion s'échappe par la cheminée et ne se retrouve donc pas dans les cendres. Cependant, ce phénomène est de courte durée car le radon se « reforme » dans les cendres. Il importe de bien comprendre que le radon se comporte différemment de toutes les autres substances potentiellement dangereuses.

La source du radon 222 est le radium 226 dont la période est de 1 620 ans. La chimie du radium est très proche de celle du baryum qui agit probablement comme un vecteur du radium. Selon Chandler *et al.* (1997), le baryum reste dans les cendres au lieu de s'échapper avec les fumées, et les substances radioactives restent aussi dans les cendres pendant la combustion (à l'exception du radon déjà formé).

Tableau A3.1-7 : Radioactivité des cendres volantes de certains charbons (Bq/kg)

Rapport de	Cendres de	Chaîne de désintégration de l'U			Chaîne de désintégration du Th		
		Min	Max	Moyenne	Min	Max	Moyenne
Allemagne	Allemagne	93	137	119	96	155	121
	Royaume-Uni	72	105	89	3	94	68
	Australie	7	160	90	7	290	150
	Pologne			350			150
				189			118
Italie	Italie	130	210	170	100	190	140
Danemark	Danemark	120	210	160	66	190	120
Suède	Suède	150	200		150	200	
Belgique	Belgique	112	316	181	88	277	150
Espagne	Espagne	80	106	91	77	104	89
Rép. tchèque	Rép. tchèque	35	190	129	62	142	90

Sources : UNIPEDE/EURELECTRIC, 1997 ; EPA, 1995 ; EPA, 1984 ; Puch *et al.*, 1997 ; AIEA, 2003.

Des données sur les radionucléides contenus dans les cendres de charbon sont portées au tableau A3.1-7, et des données sur les radionucléides naturels présents dans les matériaux de construction et les cendres de charbon au tableau A3.1-8.

Tableau A3.1-8 : Données sur le béton et les cendres de charbon extraites d'un rapport de la Commission européenne

Matériau	Activité usuelle (Bq/kg)			Activité maximale (Bq/kg)		
	Ra-226	Th-232	K-40	Ra-226	Th-232	K-40
Matériau de construction						
Béton	40	30	400	240	190	1 600
Cendres volantes de charbon	180	100	650	1 100	300	1 500

Source : CE, 1999a⁷.

Les activités usuelles sont obtenues en pondérant les moyennes nationales des différents États membres en fonction de la population. Les activités maximales sont les activités citées dans le rapport de la CE (1999b). D'autres sources pourraient mentionner des valeurs plus élevées.

A3.1.7 Recyclage ou stockage des cendres de charbon

Part des cendres recyclées

La part des cendres de charbon qu'on recycle varie très largement d'un pays à un autre. Certaines données nationales sont présentées dans les tableaux A3.1-9 (États-Unis), A3.1-10 (15 pays de l'UE), A3.1-11 (Canada) et A3.1-12 (Japon). Les tableaux sont structurés différemment, selon les classifications des résidus de combustion appliquées dans ces pays.

Tableau A3.1-9 : Résidus produits par les centrales à charbon en 2002 aux États-Unis et part de ces résidus utilisée (tonnes)

Catégorie de résidus	Production totale	Total utilisé	Pourcentage utilisé
Cendres volantes	76 500 000	26 628 881	34,8
Cendres de foyer	19 800 000	7 689 589	38,8
Gypse*	11 400 000	7 770 000	68,2
Épuration par voie humide*	16 900 000	560	3,3
Cendres sous cyclone	1 919 579	1 549 972	80,8
Épuration par voie sèche*	935 394	371 404	39,7
Autres*	0	0	
Cendres de combustion en lit fluidisé	1 248 599	95 341	76,4
Total	128 703 572	45 523 256	35,37

* Résidus de désulfuration.

Source : Barnes et Sear, 2004.

7. L'avant-propos explique qu'un groupe de travail du groupe d'experts constitué en application de l'article 31 du Traité Euratom a étudié la question du contrôle réglementaire de la teneur en radionucléides naturels des matériaux de construction.

Ce groupe de travail a élaboré des lignes directrices à partir d'une étude fournissant des données sur la radioactivité naturelle dans les matériaux de construction et les réglementations applicables dans les États membres. Le groupe d'experts a adopté ces lignes directrices à sa réunion des 7-8 juin 1999 et elles ont été publiées afin d'harmoniser les systèmes de contrôle des États membres, en particulier pour permettre les mouvements transfrontières de produits de construction au sein de l'Union européenne.

Ces lignes directrices devaient servir de document de référence à la Commission européenne pour de futures réglementations communautaires. Les États membres ont aujourd'hui transposé la directive Euratom en droit national mais, malgré les documents d'orientation de la Commission, il pourrait y avoir de grandes différences entre les réglementations nationales (Van der Steen, 2006).

Tableau A3.1-10 : Résidus produits par les centrales à charbon en 2002 en Europe (UE 15* et quantités de résidus utilisées (Mt))

	Production de cendres	Quantité utilisée, sauf pour réaménagement des mines (%)	Pourcentage utilisé sauf pour réaménagement des mines (%)	Quantité utilisée, y compris pour réaménagement des mines	Pourcentage utilisé, y compris pour réaménagement des mines (%)	Réutilisation des stocks de résidus de combustion	Production totale de cendres
Cendres volantes	39,947	18,745	46	35,755	88	0,638	40,585
Cendres de foyer	5,84	2,42	41	5,211	89	0	5,84
Cendres sous cyclone	2,24	2,24	100	2,24	100	0	2,24
Cendres de lit fluidisé	1,06	0,568	54	0,711	67	0	1,06
Autres	0,218	0,218	100	0,218	100	0	0,218
Produits SDA**	0,515	0,297	58	0,482	94	0	0,515
Gypse (désulfuration des fumées)	9,767	7,088	73	8,326	85	0	9,767
Total	59,587	31,576	52,4	52,943	87,9	0,638	60,225

* UE 15 = Allemagne, Autriche, Belgique, Danemark, Espagne, Finlande, France, Grèce, Irlande, Italie, Luxembourg, Pays-Bas, Portugal, Royaume-Uni, Suède.

** Produits SDA (*spray dry absorption*) : produits obtenus après pulvérisation et absorption à sec.

Source : Barnes et Sear, 2004.

Tableau A3.1-11 : Résidus produits par les centrales à charbon en 2002 au Canada et quantités utilisées (Mt)

Catégorie de résidus	Production totale	Stocké/entposé	Retiré du stockage	Quantité utilisée	Pourcentage utilisé (%)
Cendres volantes	5,030	3,985	0	1,094	22
Cendres de foyer	1,558	1,472	0,138	0,196	13
Gypse*	0,421	0	0	0,570	135
Autres	0,128	0,124	0	0	0
Total	7,137	5,582	0,138	1,860	26,1

* Résidus de désulfuration.

Source : Barnes et Sear, 2004.

Tableau A3.1-12 : Charbon consommé dans les centrales thermiques et quantités de cendres produites et utilisées au Japon entre 2001 et 2005 (Mt)

Année	Charbon consommé	Production totale de cendres	Teneur en cendres (%)	Quantité utilisée	Pourcentage utilisé (%)
2001	59,159	6,785	11,5	5,271	77,7
2002	64,251	6,920	10,8	5,495	79,4
2003	68,981	7,475	10,8	6,105	81,7
2004	74,270	8,052	10,8	7,128	88,5
2005	78,092	8,334	10,7	7,899	94,8

Source : Watanabe, communication personnelle.

Exemples d'utilisation des cendres de charbon

Les résidus de la combustion du charbon ne peuvent être utilisés ou stockés que si le processus envisagé remplit les conditions générales suivantes :

1. est rationnel et acceptable du point de vue de la protection de la santé et de l'environnement ;
2. est techniquement réalisable ;
3. est faisable au plan logistique.

Même si les diverses substances potentiellement dangereuses sont présentes en concentrations faibles ou modérées dans les résidus de la combustion du charbon, il importe d'évaluer chaque cas en fonction de ses caractéristiques propres. La présence de grandes quantités de certaines substances peut limiter, voire exclure, certains usages des résidus, par exemple l'amélioration des sols.

La faisabilité technique dépend d'un certain nombre de propriétés :

1. finesse des particules : des particules fines remplissent plus facilement les espaces vides et augmentent la réactivité ;
2. émoussé des particules (cendres volantes) : les particules bien rondes affaiblissent la résistance au cisaillement des boues très chargées (bonnes propriétés d'écoulement), facilitant ainsi le mélange, le remplissage des pores, le compactage, etc. ;
3. réactions pouzzolaniques⁸ (cendres volantes) améliorant la qualité du béton et du mortier au-delà de celle d'un bon matériau de remplissage ; elles augmentent l'étanchéité, la résistance chimique et la résistance aux aléas climatiques du matériau ;
4. faible température de cure (cendres volantes) facilitant l'utilisation du matériau dans de grandes constructions ;

8. Certains silico-aluminates activés réagissent avec la chaux. Ils sont appelés pouzzolanes, du nom du volcan Pouzzol d'où les Romains tiraient les matières premières avec lesquelles ils fabriquaient leur ciment. Ce ciment était fait d'un mélange de chaux et de cendres volcaniques ou de chaux et d'argile cuite broyée.

5. bonnes propriétés de drainage qui permettent d'utiliser le matériau (cendres de foyer ou sables des lits fluidisés, par exemple) dans des ouvrages géotechniques ;
6. contenu en fertilisant et pouvoir tampon alcalin utiles dans les adjuvants pour sols.

Le tableau A3.1-13 présente des données sur les usages spécifiques des résidus de combustion du charbon aux États-Unis. Ces données sont à rapprocher de celles du tableau A3.1-9. Le tableau A3.1-14 contient des données, à mettre en parallèle avec celles du tableau A3.1-10, sur les usages spécifiques des résidus de la combustion du charbon dans 15 États membres de l'Union européenne.

Tableau A3.1-13 : Résidus produits par les centrales à charbon en 2002 aux États-Unis et quantités utilisées (tonnes)

Catégorie de résidus de la combustion du charbon =>		Cendres volantes	Cendres de foyer	Gypse DSF*	Épuration par voie humide*	Cendres sous cyclone	Épuration par voie sèche*	Autres DSF*	Cendres de combustion LF
1.	Béton/produits du béton/coulis	12 579 136	406 255	60 606	0	9 000	35 436	0	0
2.	Ciment/matière première de clinker	1 917 690	585 480	303 807	0	0	3	0	0
3.	Fluides de remplissage	455 018	0	0	0	0	1 014	0	0
4.	Remplissages structurels/remblais	4 200 982	2 046 545	0	427 000	12 103	0	0	0
5.	Couches de base/de fondation/de surface (chaussées)	767 182	1 472 291	0	616	4 484	2 558	0	0
6.	Modification/stabilisation du sol	904 745	98 509	0	0	0	0	0	0
7.	Charge minérale dans l'asphalte	103 173	96 218	0	0	38 496	2 852	0	0
8.	Déneigement et déverglçage	2 645	767 455	0	0	8 612	0	0	0
9.	Grenaille d'acier/granulés minéraux pour toitures	61 964	137 455	0	0	1 440 706	0	0	0
10.	Applications minières	1 888 855	802 582	0	131 600	0	258 043	0	760 000
11.	Panneaux de revêtement	0	0	7 247 856	0	0	0	0	0
12.	Stabilisation/solidification des déchets	3 187 773	19 091	0	0	0	67 053	0	193 410
13.	Agriculture	0	6 873	77 700	0	0	0	0	0
14.	Granulats	0	678 109	6 216	0	3 200	1 448	0	0
15.	Divers/autres	559 718	572 727	73 815	784	33 371	0	0	0
Quantité totale de PCC utilisée		26 628 881	7 689 589	7 770 000	560 000	1 549 972	371 404	0	953 410
Production totale de PCC		76 500 000	19 800 000	11 400 000	16 900 000	1 919 579	935 394	0	1 248 599

* Résidus de désulfuration. DSF = résidus de désulfuration des fumées. LF = lit fluidisé. PCC = produits de la combustion du charbon.

Source : Barnes et Sear, 2004. Les valeurs en provenance des centrales ayant participé à l'enquête ont été extrapolées à toutes les catégories.

Tableau A3.1-14 : Résidus produits par les centrales à charbon en 2002 en Europe (UE15*) et quantités utilisées (Mt)

Types d'utilisation des résidus		Cendres volantes	Cendres de foyer	Cendres sous cyclone	Cendres de lit fluidisé	Autres	Produits SDA**	Gypse (désulfuration des fumées)	Total	%
Matières premières du ciment	1	4 465	170						4 635	7,7
Ciments composites	2	2 042	122		16				2 180	3,6
Adjuvants du béton	3	5 510	0	150	4				5 664	9,4
Blocs de béton cellulaire	4	746	16						762	1,3
Blocs de béton non cellulaire	5	342	1 169						1 511	2,5
Granulats légers	6	107	0				2		109	0,2
Briques + céramiques	7	90	27			18			135	0,2
Coulis	8	523		170	3				696	1,2
Charges dans l'asphalte	9	187							187	0,3
Stabilisation des fondations	10	188	81		41				310	0,5
Couche de base	11	356	195	1 220	55				1 826	3
Remplissages pour génie civil	12	1 589	474		4	67	78		2 212	3,7
Remblais	13	1 445	119		52				1 616	2,7
Amélioration des sols	14	94	13				0		107	0,2
Injection	15	616	11		368		147		1 142	1,9
Grenaille d'acier	16	22		580					602	1
Nutrition des plantes	17	4					22		26	0
Retardateurs de prise pour ciment	18							760	760	1,3
Enduits projetés	19							726	726	1,2
Plaques de plâtre	20							4 131	4 131	6,9
Blocs de gypse	21							226	226	0,4
Chapes autonivelantes	22							1 239	1 239	2,1
Autres usages	23	419	23	120	25	133	48	6	774	1,3
Utilisation totale 1 - 23		18 745	2,42	2,24	568	218	297	7 088	31 576	52,4

* UE 15 = Allemagne, Autriche, Belgique, Danemark, Espagne, Finlande, France, Grèce, Irlande, Italie, Luxembourg, Pays-Bas, Portugal, Royaume-Uni et Suède.

** Produits SDA (*spray dry absorption*) : produits obtenus après pulvérisation et absorption à sec.

Source : Barnes et Sear, 2004.

43.1.8 Acceptation et stockage des déchets

L'Union européenne définit trois types de décharges : pour déchets inertes, pour déchets non dangereux et pour déchets dangereux. Le processus d'acceptation des déchets est réglementé par la décision du Conseil du 19 décembre 2002 établissant des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges (CE, 2003). Les différents pays membres de l'Union ont transposé cette décision dans leur droit national.

Les critères d'admission définissent un certain nombre de catégories de déchets spécifiques ainsi que les décharges dans lesquelles ces déchets sont acceptés. Les résidus de la combustion du charbon ne sont pas mentionnés.

En général, les déchets non spécifiquement mentionnés dans une liste doivent faire l'objet d'une « caractérisation de base » qui nécessite différents essais de percolation ascendante en colonne. Les valeurs obtenues au cours des essais sont comparées aux seuils d'admission en décharge pour déchets inertes, non dangereux ou dangereux. Les substances qui ne satisfont à aucun des critères, même ceux de la mise en décharge de déchets dangereux, ne peuvent pas être stockées. Elles doivent être traitées jusqu'à ce qu'elles remplissent au moins une série de critères.

Il existe cependant une exception, décrite à la section 2.2.1 de la décision du Conseil :

« Les déchets municipaux au sens de la définition donnée à l'article 2, point b), de la directive "décharge" qui sont classés comme non dangereux au chapitre 20 de la liste européenne de déchets, les fractions non dangereuses collectées séparément des déchets ménagers et les matériaux non dangereux de même nature provenant d'autres origines peuvent être admis sans essai dans les décharges pour déchets non dangereux. »

C'est pourquoi, en Europe, les résidus de la combustion du charbon peuvent être mis en décharge pour déchets inertes, non dangereux ou dangereux, selon leur composition chimique et leurs propriétés de lixiviation.

La stratégie générale de gestion des déchets est similaire aux États-Unis. Le plus souvent, les déchets non dangereux peuvent être mis en décharges conventionnelles, et les déchets dangereux en décharges pour déchets dangereux si les critères de lixiviation sont satisfaits. L'EPA a classé les résidus de la combustion du charbon dans la catégorie des déchets non dangereux et cette classification a été adoptée par de nombreux États⁹. Les États sont en droit d'imposer une classification plus sévère et certains d'entre eux ont imposé des conditions sur les essais (notamment essais de lixiviation) ou des obligations pour la conception des installations de stockage. Dans certains cas, les radionucléides naturels ont posé des problèmes environnementaux. L'État du New Jersey interdit d'utiliser des cendres volantes dans les couvertures quotidiennes des décharges à cause de leur radioactivité (NJUS, 2009). En deux occasions, des cendres de charbon mises en décharge ont contribué à élever les niveaux de radon et de radionucléides de sites *Superfund* (sites prioritaires placés sous l'autorité de l'EPA) (EPA, 1996, 2005b).

Le pH des eaux souterraines souvent extrême dans les zones où sont stockées les cendres des centrales à charbon est un sujet d'inquiétude (NRC, 1984). Le lien entre le pH et la lixiviation de l'uranium est important car l'uranium est soluble dans les milieux basiques et acides. Le radium, lui aussi, est soluble dans l'eau, bien que dans une moindre mesure. Et on retrouve de l'uranium et du

9. Il semblerait qu'un remaniement de cette classification soit actuellement envisagé.

radium dans les cendres de charbon. L'ouvrage EPA (2007) contient une analyse de cet aspect et fait référence à d'autres publications traitant de la lixivabilité des radionucléides.

Néanmoins, dans la plupart des cas, en Europe comme aux États-Unis, les résidus de la combustion du charbon remplissent les critères requis pour l'acceptation dans les décharges de déchets non dangereux.

A3.1.9 Cendres de charbon produites par les centrales thermiques – synthèse

- Les centrales à charbon assurent environ 40 % de la production d'électricité mondiale. Chaque année, elles consomment quelque 3,2 Gt de charbon et rejettent entre 0,5 et 0,6 Gt de cendres. La masse de cendres représente 13 à 16 % de la masse de charbon initiale.
- Dans la plupart des pays, les cendres de charbon ne sont pas considérées comme des déchets dangereux.
- Le tableau A3.1-15 récapitule les quantités de certains éléments rejetés dans l'environnement, principalement sous la forme de gaz ou de cendres. Ces valeurs ont été calculées à partir des concentrations d'éléments indiquées pour le charbon international (tableau A3.1-4) et pour une combustion de 3,2 Gt de charbon par an.

Tableau A3.1-15 : Quantités de certains éléments rejetés par les centrales à charbon dans le monde

Exemples d'éléments rejetés principalement sous forme gazeuse	Rejets dans le monde (t/an)
Mercure	210
Brome	22 000
Fluor	320 000
Chlore	990 000
Exemples d'éléments rejetés principalement sous forme de cendres	
Béryllium	3 000
Uranium	3 800
Thorium	9 900
Arsenic	11 000
Plomb	23 000

- Le pourcentage de cendres de charbon recyclées est d'environ 35 % aux États-Unis (46 Mt/an) et d'environ 88 % dans l'UE15 (53 Mt/an).
- Les cendres de charbon ont le plus souvent une faible activité spécifique, les valeurs moyennes allant de 157 Bq/kg au Royaume-Uni à 500 Bq/kg en Pologne. Des activités maximales de 2 900 Bq/kg ont été signalées.
- Les principaux usages des cendres de charbon recyclées sont les suivants :
 - produits à béton et à ciment ;
 - remplissages structurels et remblais ;
 - couches de base des chaussées ;
 - applications minières.

- En outre, le sulfate de calcium produit par les installations de désulfuration des fumées est recyclé dans les panneaux de revêtement, et les cendres sous cyclone servent à fabriquer de la grenaille d'acier.

Il est clair que l'univers des cendres de charbon diffère de celui des déchets radioactifs sur de nombreux points. Par exemple :

- Les centrales à charbon produisent une masse de résidus solides beaucoup plus importante que la masse de déchets radioactifs des centrales nucléaires.
- Une grande partie des résidus de la combustion du charbon est réintégrée au cycle économique et remplace ainsi de gros volumes de matières premières vierges, tandis que très peu de déchets radioactifs sont recyclés.
- Étant donné les grandes quantités de cendres de charbon recyclées, la distinction entre un déchet et un produit n'est pas aussi claire qu'elle l'est pour les déchets radioactifs.
- Les exigences réglementaires, le niveau de surveillance imposé et les critères d'acceptation des déchets dans les installations de stockage sont moins stricts dans le cas des résidus de la combustion du charbon.
- Cependant, les principes éthiques sur lesquelles reposent les politiques de gestion de ces deux types de déchets, y compris l'objectif général de protection de l'environnement, sont globalement similaires.

A3.2 Déchets mercuriels

A3.2.1 Contexte

Grâce à ses propriétés chimiques et physiques spécifiques, le mercure s'est révélé utile dans de nombreux produits et procédés chimiques. C'est pourquoi, il est présent partout dans l'environnement, en quantités qui ont augmenté avec le temps. Comme il s'agit d'un élément toxique, des efforts considérables ont été entrepris pour lui trouver des remplaçants. En conséquence, on s'attend à un surplus de mercure d'ici 2020. L'exposition au mercure pouvant causer de graves problèmes de santé, une stratégie clé pour limiter cette exposition consiste à réduire l'utilisation des produits et procédés à base de mercure, à recourir à des techniques de filtration efficaces lorsque le mercure ou certains de ses composés sont des sous-produits d'un procédé industriel, et à stocker le mercure de façon sûre pour l'isoler de l'homme sur de très longues périodes.

La toxicité du mercure et des déchets mercuriels est permanente et ce sont donc des exemples de produits chimiques dangereux dont le stockage doit être sûr à long terme. Comme le mercure pur et ses composés restent toujours aussi nocifs avec le temps, leur stockage est soumis au même type d'obligations d'isolement que le stockage du combustible nucléaire usé ou des déchets radioactifs à vie longue du retraitement du combustible.

A3.2.2 Effets sanitaires

Le mercure et ses composés ont un impact sanitaire important à l'échelle locale, régionale et mondiale car ils peuvent être très toxiques pour l'être humain, la faune et les écosystèmes. À de fortes doses, ils peuvent être mortels, mais en outre des doses relativement faibles peuvent nuire au

développement du système nerveux et des indices de leurs possibles effets néfastes sur les systèmes cardiovasculaire, immunitaire et reproducteur ont été identifiés.

Les risques liés à la toxicité du mercure dépendent de la forme chimique du composé, de la voie, du niveau et de la durée d'exposition, et de la vulnérabilité des personnes exposées. Les effets sont accentués par les phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification le long de la chaîne alimentaire, en particulier dans le poisson. Le composé mercuriel le plus dangereux est le méthylmercure, très nocif pour l'être humain et pour l'animal en cas d'ingestion car il traverse la barrière placentaire et la barrière hémato-encéphalique. Le mercure élémentaire est particulièrement toxique quand il est inhalé.

L'être humain peut être exposé au mercure de plusieurs manières. La principale est l'ingestion d'aliments, en particulier le poisson. Le poisson étant un composant extrêmement précieux de l'alimentation humaine partout dans le monde, le mercure présente une menace sérieuse.

Dans le cas du mercure élémentaire, la voie d'exposition majeure est l'inhalation de vapeurs, absorbées par les tissus pulmonaires, dans les environnements de travail non sûrs. Les amalgames dentaires sont, dans une certaine mesure, une autre source d'exposition aux vapeurs de mercure. L'alimentation est la principale voie d'exposition aux autres composés inorganiques.

Une part non négligeable de la population court le risque d'ingérer ou d'inhaler du mercure. La gravité du danger dépend de plusieurs facteurs, parmi lesquels l'emploi occupé, le lieu d'habitation et l'alimentation, tous ces facteurs contribuant à déterminer le niveau d'exposition.

Le mercure a déjà eu de graves effets sanitaires et environnementaux dans le monde. La maladie de Minamata, au Japon, a été provoquée par des déversements de mercure qui, une fois transformé en méthylmercure, s'était accumulé dans les poissons et les fruits de mer que les populations locales consomment en grande quantité : 3 000 personnes environ ont été touchées. En Irak, plus de 6 000 personnes ont été empoisonnées après avoir consommé des semences traitées avec des fongicides à base de mercure.

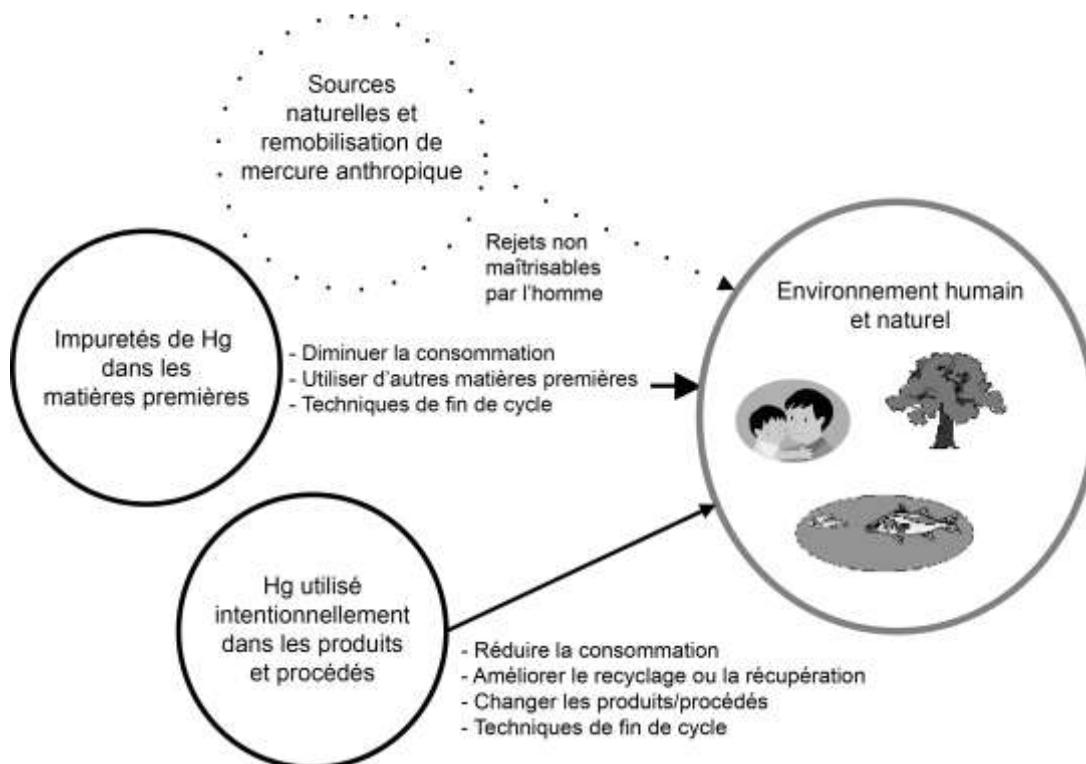
A3.2.3 Sources de rejets et d'exposition

Les rejets de mercure dans la biosphère ont des origines diverses illustrées à la figure A3.2-1 :

- sources naturelles – rejets dus à la mobilisation naturelle du mercure présent dans la croûte terrestre et aux émissions pendant les incendies de forêt ;
- impuretés des matières premières – rejets anthropiques résultant de la mobilisation des impuretés de mercure présentes dans les combustibles fossiles, en particulier le charbon, mais aussi le pétrole, le gaz et lors de l'extraction des minerais ;
- utilisation du mercure dans des produits et des procédés ;
- remobilisation du mercure autrefois déposé dans les sols, les sédiments, les aquifères et les stériles miniers.

Afin de satisfaire aux exigences de sûreté à très long terme sans avoir besoin de systèmes de surveillance et d'intervention, on a tendance à privilégier le stockage en formation géologique comme solution de gestion des déchets dangereux à vie longue. Plusieurs pays travaillent actuellement à la conception de ces stockages.

Figure A3.2-1 : Origine des rejets de mercure (Hg) dans l'environnement et principaux moyens de contrôle



Source : PNUE, 2003.

A3.2.4 Quantités et cycles du mercure à l'échelle de la planète

Le mercure est présent dans le sol, les sédiments, l'eau et l'air. Ses propriétés peuvent se modifier dans le milieu naturel, d'où le fait qu'il participe à un certain nombre de cycles biochimiques.

Les voies d'exposition au mercure, et donc les risques encourus, dépendent de la forme chimique sous laquelle il se présente, le méthylmercure étant le composé le plus dangereux. La pollution par le mercure est avant tout due aux émissions atmosphériques, mais du mercure est également rejeté par différentes sources dans l'eau et dans le sol.

Une fois relâché, le mercure est persistant dans l'environnement et circule, sous diverses formes, dans l'air, l'eau, le sol, les sédiments et les organismes vivants. Les émissions s'ajoutent à la fraction mobilisée du mercure sur la planète, qui se dépose sur la terre et dans l'eau, avant d'être remobilisée. Le temps mis par le mercure pour passer successivement par tous les milieux à partir desquels il peut être mobilisé va de quelques années à quelques milliers d'années.

On estime les quantités de mercure actuelles à 5 000 tonnes dans l'atmosphère, 10 000 t dans les océans, 400 000 t dans les lacs et les sédiments et environ 1 500 000 t dans le sol. La contribution annuelle à la fraction mobilisée du stock de mercure a été estimée à 13 500 t.

A3.2.5 Efforts de réduction des rejets de mercure et de l'exposition à cet élément

Comme les rejets locaux de mercure peuvent causer des problèmes sur la planète toute entière, la question du mercure est très étudiée aux niveaux local, national, régional et international. Malgré la baisse de la consommation et des rejets industriels, les émissions atmosphériques augmentent avec la production d'électricité des centrales thermiques à flamme, en particulier des centrales à charbon. En outre, le mercure employé pour l'extraction artisanale de l'or est à l'origine de graves problèmes de santé dans les populations d'Asie, d'Afrique et d'Amérique du Sud. Pour éviter les dommages sanitaires et environnementaux, de nombreuses améliorations sont nécessaires.

Afin de réduire les risques, il importe :

- d'utiliser moins de mercure pour l'extraction minière ;
- d'utiliser efficacement les systèmes de filtration et de lavage pour éviter le relâchement d'impuretés dans l'environnement ;
- de recueillir, de traiter et de stocker les produits et déchets du mercure.

A3.2.6 Déchets du mercure – activités internationales

Le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE, 2003) mène un programme exhaustif visant à étudier tous les problèmes liés au mercure et à coordonner les actions entreprises afin d'atténuer les risques pour l'être humain et l'environnement.

La Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination (Convention de Bâle) (BC, 1989) est l'instrument international le plus complet qui porte sur la gestion des déchets dangereux et des autres déchets. Elle a pour objectif de protéger la santé humaine et l'environnement des risques résultant d'une mauvaise gestion des déchets. Un programme sur les déchets du mercure et leur gestion écologique est mis en œuvre dans le cadre de cette convention. Des directives techniques provisoires décrivent les mesures concrètes nécessaires pour assurer la gestion sûre et rationnelle des déchets.

L'Union européenne a défini une stratégie et lancé un dynamique programme destiné à réduire les émissions, les risques d'exposition, l'offre et la demande de mercure et à identifier des solutions de stockage à long terme y compris en apportant son appui à des actions internationales telles que celles entreprises dans le cadre du PNUE. La législation proposée comprend l'interdiction d'exporter des déchets du mercure hors de l'UE ainsi que des dispositions sur l'entreposage des surplus de mercure.

Le cadre juridique européen recouvre les points suivants (CE, 2003 ; CEE, 1999 ; CEE, 1991 ; UE, 2006) :

- réglementation des rejets dans l'environnement (directive 2006/11/CE) concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté ;
- réglementation des déchets contenant du mercure (directive 91/689/CEE) relative aux déchets dangereux ;
- normes environnementales applicables à l'eau potable et aux denrées alimentaires, notamment les poissons ;

- réglementation de l'entreposage et du stockage (directive 1999/31/CE) et de la mise en décharge (décision du Conseil 2003/33/CE) ;
- proposition de règlement relatif à l'interdiction des exportations de mercure métallique et au stockage en toute sécurité de cette substance [règlement 2006/0206(COD)].

Les États membres de l'Union européenne ont obligation de transposer et de mettre en œuvre les directives européennes dans leurs législations nationales.

Des débats sont en cours au sein de l'UE concernant la révision de la directive 1999/31/CE et de la décision 2003/33/CE en vue d'autoriser le stockage du mercure élémentaire liquide dans des installations souterraines.

A3.2.7 Gestion des déchets mercuriels

Dans notre société, le mercure est produit sous de multiples formes par des sources tout aussi multiples. C'est pourquoi sa gestion écologique est, à tous égards, une tâche complexe. Dans certains secteurs d'activité, le mercure est géré de façon maîtrisée, tandis que, dans d'autres, il est beaucoup moins contrôlé. De nombreux types de déchets, comme les produits de filtration des gaz, les boues des procédés industriels, les cendres et les résidus minéraux, y compris les piles usagées et les déchets dentaires, sont aujourd'hui bien pris en charge, au moins à court terme. La gestion de certains rejets comme ceux des déchets accumulés au fil du temps, des centrales à charbon ou de l'extraction artisanale de l'or, doit être améliorée.

Traitement des déchets mercuriels

Les déchets dangereux, notamment mercuriels, peuvent être traités par divers procédés thermiques, physiques, chimiques et/ou biologiques. Après collecte et identification, les déchets sont triés et conditionnés dans des fûts, des sacs à usage industriel ou des conteneurs en vue de leur stockage.

Pour les stabiliser, on mélange souvent les poudres, résidus de filtres, boues et produits similaires à du ciment ou des cendres volantes. Le recyclage et le retraitement des piles, le réaménagement des sols contaminés, etc., produisent du mercure liquide qu'il faut entreposer et finalement stocker.

Pour stocker le mercure élémentaire excédentaire, on a développé des méthodes de stabilisation du mercure liquide en le mélangeant à du soufre afin d'obtenir des sulfures, beaucoup plus stables. Ces composés peuvent être mis dans des décharges pour déchets dangereux ou stockés dans le sol, sous réserve de ne pas être conservés en milieu acide.

Technologies de stockage

Les déchets mercuriels sont généralement stockés dans des décharges spécialement aménagées, dans des salles souterraines, dans des puits creusés près de la surface, ou, en profondeur, dans des formations géologiques stables.

La majeure partie de ces déchets est aujourd'hui stockée dans des décharges pour déchets dangereux, même si certains anciens déchets peuvent apparaître dans de nombreuses décharges inadéquates. Les stratégies et technologies de stockage varient substantiellement selon les pays.

Dans l'Union européenne, les obligations concernant la conception, la sûreté et l'exploitation des décharges pour déchets dangereux (voir figure A2.4) sont fixées par des directives détaillées transposées dans la législation environnementale des pays membres. Ces décharges doivent être équipées de moyens de surveillance et de contrôle des rejets. Elles sont donc inadaptées au stockage à long terme dont la maintenance ne peut pas être garantie.

Stockage dans des cavernes ou des puits proches de la surface

Différents types de déchets chimiques ont été stockés dans des salles souterraines, des cavités de mines excavées, ou des puits ou carrières proches de la surface. Sur le long terme, ces installations offrent de meilleurs moyens d'éviter le ruissellement des substances dangereuses que les installations de surface. Dans des conditions géologiques favorables, elles peuvent assurer la sûreté d'un stockage sur de très longues périodes.

Décharges souterraines : stockage en formations géologiques profondes

Comme indiqué à la figure A2.7, le stockage souterrain en formations géologiques stables se pratique actuellement en Allemagne dans des cavités aménagées dans des formations salines situées à 700 m sous la surface du sol. Plusieurs pays considèrent cette technique de stockage comme le meilleur et le plus sûr moyen de gérer les déchets dangereux à vie longue (tels que les déchets contenant du mercure). L'Allemagne stocke actuellement de grandes quantités de déchets dangereux – du pays mais aussi d'autres États européens – dans quatre mines.

Aujourd'hui, la tendance est à gérer les déchets dangereux à vie longue de cette manière. Plusieurs pays aménagent actuellement des installations dont la sûreté sera garantie sur de très longues périodes sans surveillance ni intervention.

En 2005, la Suède a été le premier pays de l'Union européenne à adopter une législation exigeant le stockage en formations géologiques profondes de tous les déchets contenant plus de 0,1 % de mercure. Pour s'acquitter de cette obligation, elle a entrepris de construire une installation de stockage dans une formation granitique reliée à une mine profonde.

A3.2.8 Études de sûreté

Si leurs principes de base restent les mêmes, les études de sûreté diffèrent selon qu'elles s'appliquent à la gestion de déchets radioactifs ou à celle de déchets chimiques.

Malgré quelques tentatives d'harmonisation, il n'existe aucun système commun d'évaluation des risques. Pourtant, du point de vue de la société, il serait souhaitable de disposer d'une méthodologie d'évaluation des risques qui s'applique à l'une comme à l'autre des catégories de déchets. Dans certaines ébauches d'analyse d'un « risque commun », on a jugé utile de distinguer les effets cancérogènes des autres effets sanitaires graves. Les déchets dangereux présentent une diversité de risques pour la santé, parmi lesquels les risques d'explosion, d'inflammation, d'oxydation, d'empoisonnement, d'infection et de toxicité. Ces risques seraient plutôt « non cancérogènes ». Le principal danger des déchets radioactifs est l'exposition aux rayonnements, qui peut provoquer des cancers.

Mais la distinction n'est pas si nette, puisque certains produits chimiques toxiques sont aussi cancérogènes et que certains composés radioactifs sont aussi toxiques. À titre d'exemple, le principal danger de l'ingestion d'eau potable contenant de l'uranium résulte de la toxicité de l'uranium pour les reins.

La gestion et le stockage des déchets contenant du mercure ou certains de ses composants relèvent des réglementations nationales relatives aux déchets dangereux qui s'inspirent, en général, des dispositions des directives européennes et de la Convention de Bâle.

Cependant, les réglementations de sûreté mettent l'accent sur l'entreposage ou le stockage surveillé sur de courtes périodes (30 à 200 ans). Les études de sûreté à long terme requises dans le cas du stockage du mercure ou des déchets mercuriels ne sont mentionnées que très brièvement dans la réglementation de la plupart des pays.

Les directives européennes contiennent des obligations et recommandations en matière de stockage géologique et fixent des exigences concernant les études de sûreté à soumettre pour demander une autorisation d'exploitation. Ces exigences imposent de prendre en compte les caractéristiques des déchets, la technologie employée et tout particulièrement les propriétés géologiques de la roche hôte. À bien des égards, les exigences de sûreté sont semblables à celles qui s'appliquent au stockage de déchets radioactifs à vie longue. Cependant, les directives donnent moins d'information sur les périodes à considérer et ne mentionnent que des millénaires ou une échelle de temps géologique. Les études de sûreté réalisées pour les installations de stockage en formations salines profondes autorisées en Allemagne évoquent le long terme en indiquant que les conditions géologiques de la formation saline elle-même garantissent la stabilité et le confinement pendant des millions d'années.

A3.2.9 Attitudes du public, des hommes politiques et des régulateurs

Le public n'a pas la même perception des risques, ni la même attitude, quand les déchets dangereux qu'il s'agit de stocker sont des produits chimiques toxiques plutôt que des substances radioactives (voir annexe 4).

Cependant, les régulateurs sont actifs sur les deux fronts, et les exigences imposées aux industries polluantes et aux exploitants d'installations de stockage sont sévères pour les deux catégories de déchets.

A3.2.10 Comparaison avec les déchets radioactifs

Occurrence, risques d'exposition et effets sanitaires

Le mercure et ses composés sont extrêmement toxiques et présentent des risques pour la santé humaine et l'environnement sur de très longues périodes. Leur gestion nécessite donc des précautions semblables, sur certains points, à celles imposées pour les déchets radioactifs à vie longue, en particulier un stockage sûr et permanent. Dans les deux cas, les rejets sont souvent locaux, mais ils peuvent avoir un impact à l'échelle mondiale si les substances parviennent dans l'atmosphère.

La contribution mondiale annuelle à la fraction mobilisée du stock de mercure a été estimée à 13 500 tonnes. À titre de comparaison, c'est le même ordre de grandeur que la production annuelle de combustible usé de toutes les centrales nucléaires du monde, estimée à 15 000 tonnes. Cependant, les dangers de ces deux types de déchets sont, bien sûr, très différents. Le mercure mobilisé d'origine anthropique se disperse sur la planète en concentrations relativement faibles, mais il peut nuire à la santé d'une très grande partie de la population. Au contraire, le combustible usé est confiné en toute sécurité dans quelques installations et présente un risque pour la santé d'un petit nombre de personnes, et uniquement dans l'éventualité, très peu probable, d'un accident.

Sûreté

Dans le cas des déchets mercuriels comme dans celui des déchets radioactifs, la sûreté de la gestion et du stockage doit être démontrée à la fois à court et long termes. Comme le mercure est stable, le danger qu'il présente pour la santé humaine et l'environnement ne s'atténue pas avec le temps. C'est pourquoi, les scénarios à très long terme sont encore plus importants pour les déchets mercuriels que pour les déchets radioactifs dont la décroissance finit par réduire le risque (même si le temps qu'il faut pour que l'activité du combustible usé retrouve le niveau de celle du minerai d'uranium d'origine avoisine 100 000 ans).

Dans les deux cas, les réglementations qui portent sur les rejets tolérables (dose de rayonnement, teneur en mercure des poissons, de l'eau, etc.) et les problèmes à court terme sont bien établies. Mais la gestion à long terme des déchets mercuriels est aujourd'hui moins étudiée que celle des déchets radioactifs, qui fait l'objet d'importants programmes de R-D.

Stockage

À l'heure actuelle, on stocke les déchets mercuriels dans des décharges, en particulier des structures ouvragées destinées aux déchets dangereux, et dans des formations géologiques stables, principalement des mines de sel profondes. Comme les décharges doivent être surveillées et gérées, la tendance est au stockage en formations géologiques stables qui nécessitent moins de contrôles institutionnels à long terme. Les meilleurs exemples en sont les mines de sel.

État des connaissances

D'importants travaux de R&D sont consacrés à la gestion des déchets radioactifs et des déchets dangereux. Cependant, les données recueillies et les ressources mobilisées sont plus importantes dans le premier cas. Étant donné le nombre de substances chimiques à prendre en compte quand on étudie les déchets dangereux, les ressources de R&D doivent être affectées à la résolution d'un éventail de problèmes beaucoup plus large, et ne sont pas concentrées en priorité sur le stockage.

Cadre législatif et réglementaire

Il existe des lois et des réglementations exhaustives et détaillées concernant la gestion et le stockage du mercure et des déchets radioactifs.

La réglementation relative aux déchets mercuriels étant intégrée à la législation environnementale générale est de nature plus générale et harmonisée aux plans régional et international. A l'échelle internationale, le PNUE et la Convention de Bâle étudient les besoins et émettent des recommandations concernant la gestion efficace et écologique de ces déchets. La législation et la réglementation de l'Union européenne fixent des exigences en matière de gestion et de stockage. Ces dispositions sont obligatoires pour les États membres, qui doivent les mettre en œuvre dans leur législation nationale.

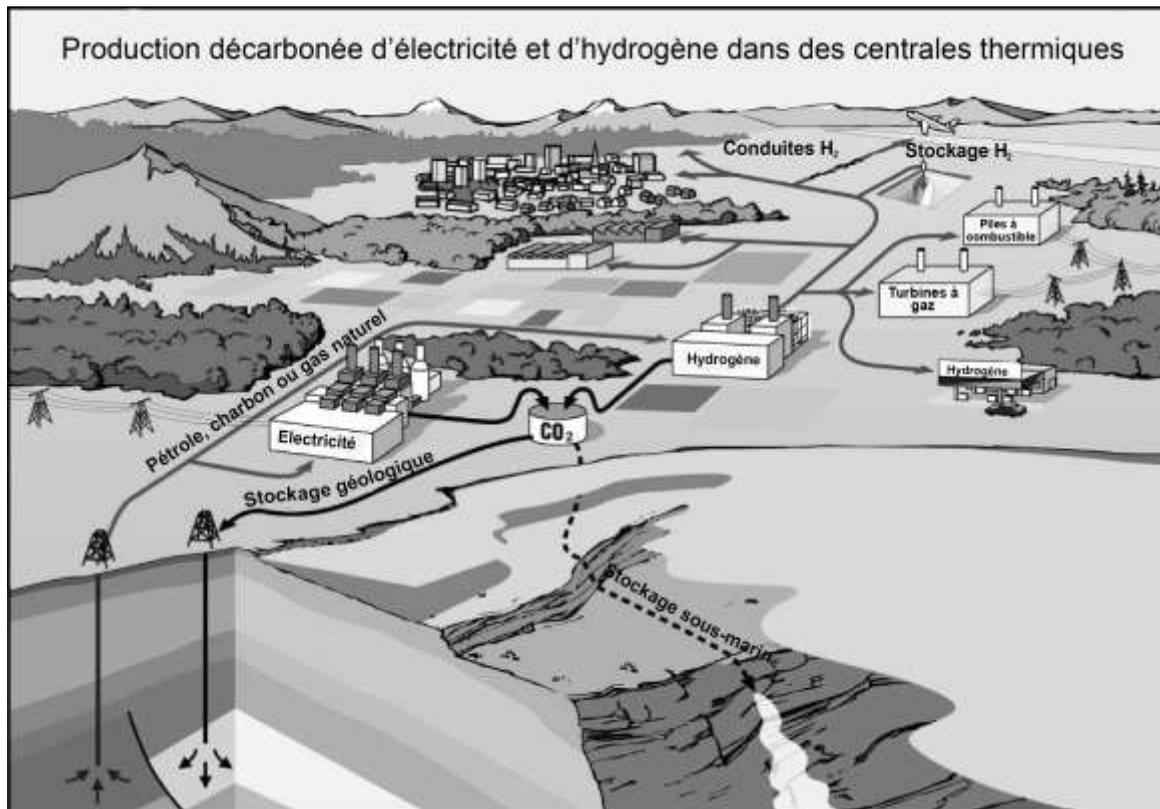
Les lois et réglementations sur la gestion et le stockage des déchets radioactifs sont également basées sur une collaboration internationale très active, mais, en définitive, chaque pays prend ses décisions et établit sa réglementation spécifique au plan national.

A3.3 Possible gestion future du CO₂ : captage et stockage du carbone (CSC)

A3.3.1 Contexte

Les inquiétudes suscitées dans le monde par le changement climatique d'origine anthropique ont débouché sur la signature du protocole de Kyoto par lequel les États s'engagent à réduire leurs émissions de gaz à effet de serre. De plus, l'introduction des marchés du carbone fournit une incitation économique à la réduction de la consommation de combustibles fossiles. Pour respecter leurs engagements de Kyoto, les États appliquent plusieurs stratégies en parallèle. Ils prônent la maîtrise de l'énergie et accordent des subventions aux producteurs et aux consommateurs d'énergies renouvelables. Ils investissent également dans la recherche de nouveaux moyens de réduire le bilan carbone des centrales thermiques classiques, en particulier les centrales brûlant du charbon ou d'autres combustibles fossiles. Au premier plan des solutions envisagées figure le captage et le stockage du carbone (CSC), illustré à la figure A3.3-1. Cette technologie sera nécessairement pénalisante parce qu'elle renchérit le coût de la production d'électricité et consomme de l'énergie. Comme pour la construction de centrales nucléaires, ses adversaires font valoir que ces projets détournent d'investir dans la mise au point des énergies renouvelables.

Figure A3.3-1 : Diagramme illustrant la configuration d'une centrale thermique à flamme non émettrice de CO₂ grâce au stockage géologique ou sous-marin



Source : AIEGES, 2007.

On notera que, dans le domaine du captage et du stockage du carbone, contrairement à celui de la gestion des déchets radioactifs, le dioxyde de carbone (CO₂) n'est jamais considéré comme un « déchet », peut-être en reconnaissance du fait que le CO₂ a une utilité quand il sert à la récupération

assistée du pétrole. L'injection de CO₂ dans les réservoirs de pétrole en voie d'épuisement pour accroître la production est une technique couramment employée depuis plus de 30 ans.

A3.3.2 Sources et quantités actuellement rejetées

Selon le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, 2007), les émissions de gaz à effet de serre prises en considération par le Protocole de Kyoto se sont élevées à 49 Gt d'équivalent CO₂ en 2004, soit 24 % de plus qu'en 1990. La fraction la plus importante (29 Gt) était due au dioxyde de carbone lui-même. La production d'électricité est de loin la source de CO₂ la plus importante et celle dont la croissance est la plus rapide. En 2004, près de 40 % de l'énergie primaire mondiale, dont 67 % environ de combustibles fossiles, ont été consommés pour produire 17 408 TWh.

Le GIEC (2007) juge que si, elle était employée dans les centrales à charbon et à gaz, la technologie du captage et du stockage du carbone réduirait les émissions totales de gaz à effet de serre de 0,81 Gt d'équivalent CO₂ d'ici 2030, un chiffre comparable à celui des centrales hydrauliques et éoliennes (respectivement 0,87 et 0,93 Gt d'équivalent CO₂). La mise en œuvre du CSC dans les centrales à charbon abaisserait les émissions de 0,49 Gt d'équivalent CO₂ ; l'énergie nucléaire contribuerait, elle, à une diminution supplémentaire de 1,9 Gt d'équivalent CO₂ par rapport aux 1,7 Gt d'équivalent CO₂ déjà calculés d'après le *World Energy Outlook* de 2004 de l'AIE (AIE, 2004a).

A3.3.3 Captage du carbone

Parce qu'elle nécessite de gros investissements, la technique du captage du carbone (AIEGES, 2007) ne convient qu'aux gros producteurs de CO₂. Il s'agit principalement des centrales thermiques à flamme (qui rejettent 10,5 Gt de CO₂ par an) et, dans une moindre mesure, des cimenteries, des raffineries, des aciéries, etc. (GIEC, 2005). Une centrale au lignite de 1 600 MW rejette environ 10 millions de tonnes de CO₂ par an (Vattenfall, 2008).

Le captage du CO₂ peut avoir un impact très positif s'il est déployé dans des centrales à cycle combiné à gaz (CCG) qui ont un rendement thermique élevé et peuvent brûler du gaz naturel ou de l'hydrogène et du monoxyde de carbone tirés du charbon. Comme le combustible est, directement ou après transformation, un gaz, il est possible de capter le CO₂ aussi bien avant qu'après la combustion.

Dans les centrales à charbon en cycle combiné qui ne capturent pas le CO₂, on a déjà recours à des spécialités chimiques comme le Selexol (marque déposée) en phase de précombustion pour supprimer les oxydes de soufre du mélange combustible de H₂ et de CO. Ces spécialités piègent également le CO₂ même si, dans une centrale CCG traditionnelle, cette réaction est indésirable. Si, au contraire, elle est voulue, il suffit de prolonger l'oxydation du charbon pendant la gazéification pour produire de l'hydrogène et du CO₂ afin de pouvoir récupérer ce dernier.

La plupart des centrales à charbon classiques brûlent du charbon pulvérisé et exigent donc des technologies de captage postcombustion. Le gouvernement du Royaume-Uni, par exemple, encourage précisément ces technologies en raison des possibilités d'application en Chine ou dans d'autres économies émergentes où les centrales à charbon classiques sont nombreuses. Deux méthodes peuvent être utilisées en phase de postcombustion. La première consiste à traiter les fumées par voie physique ou chimique pour en extraire le CO₂. Le plus souvent, on a recours à des spécialités organiques (composés organiques aminés) qui réagissent avec le CO₂ et qu'on régénère ensuite avec de la vapeur d'eau. Le CO₂ peut alors être refroidi, séché et pompé. Cette méthode a pour inconvénient de nécessiter un traitement supplémentaire pour éliminer les oxydes de soufre et l'azote afin qu'ils ne

puissent pas former des composés stables avec les spécialités organiques, ce qui en empêcherait la régénération.

La seconde technique de captage du CO₂ en phase de postcombustion est appelée oxycombustion. Cette méthode peut aussi être employée dans les centrales à charbon pulvérisé si le charbon est brûlé dans de l'oxygène pur. L'oxygène est produit sur place dans une unité de séparation des gaz de l'air. Les fumées sont composées presque entièrement d'eau et de dioxyde de carbone, ce qui augmente le rendement des procédés de postcombustion. Le coût de la séparation des gaz de l'air peut être compensé par le fait que le lavage des fumées est simplifié. En effet, les oxydes de soufre sont piégés avec le CO₂, et la combustion dans l'oxygène réduit les concentrations d'oxydes d'azote en sortie de la chaudière. On notera cependant que l'installation pilote de CSC de Spremberg, en Allemagne, est équipée d'un système de désulfuration des fumées.

A3.3.4 Principes de stockage du CO₂

Tous les concepts de stockage souterrain actuellement envisagés visent à confiner le CO₂ à plus de 800 m car, à de telles profondeurs, la pression est suffisante pour que le CO₂ existe à l'état supercritique (AIEGES, 2008a). Un fluide à l'état supercritique n'est ni liquide, ni gazeux et se comporte comme les deux à la fois. L'avantage est double : le CO₂ supercritique occupe un volume 200 fois plus faible (que celui qu'il occuperait sous sa forme gazeuse à température et pression ambiantes) et il s'écoule facilement (comme un gaz) dans les interstices entre les grains (pores) de la roche hôte.

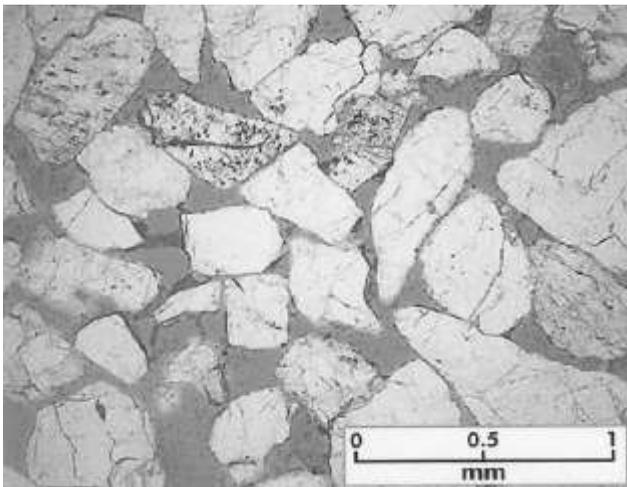
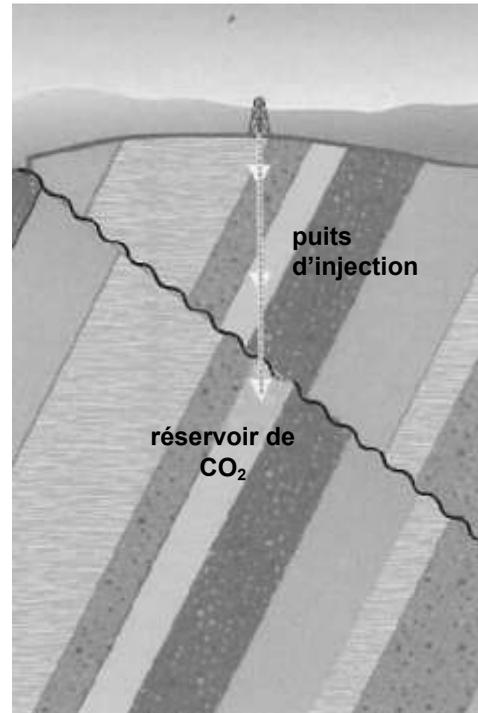
En prenant pour analogues les gisements de gaz naturel, on peut affirmer que les formations rocheuses peuvent renfermer des gaz pendant des millions d'années. Des approches mécanistes permettent d'expliquer comment les gaz sont piégés dans la roche et pourquoi il y a lieu de penser que le stockage sera permanent (voir encadré 1).

Encadré 1. Mécanismes de piégeage

Quatre mécanismes interviennent pour piéger le CO₂ (AIEGES, 2007) :

- piégeage stratigraphique et structurel ;
- piégeage capillaire ;
- piégeage par dissolution ;
- piégeage minéral.

Le **piégeage stratigraphique et structurel** consiste à utiliser les phénomènes géologiques à grande échelle capables d'emprisonner des gaz ou des liquides dans des formations souterraines. Le piégeage se produit toujours parce qu'une couverture imperméable se trouve au-dessus de la roche réservoir, soit du fait de la stratigraphie des formations, soit parce qu'une faille a perturbé cette stratigraphie (voir figure à droite).



Pendant l'injection, la pression doit être suffisante pour que le CO₂ se substitue aux fluides (eau ou pétrole, par exemple) initialement présents dans les pores de la roche. Mais la pression ne doit pas être trop forte car elle risquerait de rompre la couverture structurelle. Quand l'injection est terminée, la pression diminue. Les fluides renfermés dans les couches encaissantes s'écoulent à nouveau vers les pores (par capillarité), piégeant le CO₂. On parle de **piégeage capillaire** ou résiduel.

Le CO₂ peut alors se dissoudre dans l'eau (**piégeage par dissolution**) qui, devenue plus dense, migrera vers le fond de la formation. À l'échelle de plusieurs milliers d'années, le CO₂ dissous réagira avec les minéraux encaissants pour former des solides (**piégeage minéral**). Du fait de la chronologie de ces processus, la sûreté du piégeage du CO₂ augmente avec le temps, donc les risques de fuites diminuent (GIEC, 2005).

Source des images : CO2CRC.

A3.3.5 Coûts du captage et du stockage du carbone

Les centrales équipées d'un système de captage et de stockage du carbone consomment plus d'énergie que les centrales équivalentes sans CSC, principalement à cause des opérations de séparation et de compression. Selon le type de centrale et la nature du combustible, cette consommation supplémentaire peut représenter 10 à 40 % de la consommation hors CSC. Cette consommation produit évidemment du CO₂. En faisant le bilan net, on calcule donc qu'une centrale équipée devrait rejeter 80 à 90 % de CO₂ de moins qu'une centrale sans CSC (GIEC, 2005).

Les chiffres du GIEC (GIEC, 2005) montrent qu'à lui seul, le captage du carbone majore le coût de l'électricité de :

- 0,018 à 0,034 USD/kWh pour une centrale à charbon pulvérisé ;
- 0,009 à 0,022 USD/kWh pour les centrales à cycle combiné avec gazéification du charbon ;
- 0,012 à 0,024 USD/kWh pour une centrale à gaz naturel en cycle combiné.

Si le transport et le stockage sont pris en compte, il faut ajouter entre -0,01 et +0,01 USD/kWh, ou environ la moitié de ce chiffre s'il s'agit d'une centrale à gaz. La valeur négative tient compte des revenus que l'on pourrait tirer de l'extraction de pétrole supplémentaire grâce à l'injection de CO₂. En faisant abstraction des coûts de captage les plus élevés (cas des centrales à charbon pulvérisé), en supposant que le transport et le stockage ont un surcoût nul, et en faisant l'hypothèse d'un tarif de gros moyen de l'électricité de 0,04 USD/kWh, on peut estimer, sur la base des chiffres indiqués ci-dessus, que le coût de l'électricité est majoré de 22 à 60 %.

A3.3.6 Formations géologiques adaptées

Selon le GIEC, le potentiel mondial de stockage du carbone en formations géologiques serait bien supérieur à la demande probable. Une roche peut servir de réservoir de stockage du CO₂ si elle satisfait aux principaux critères qui suivent (AIEGES, 2008a) :

- accessibilité – la formation doit être accessible par forage ;
- capacité – la formation doit pouvoir renfermer des volumes de gaz suffisants ;
- injectivité – l'injection du gaz dans la formation doit pouvoir se faire rapidement ;
- sûreté – la formation doit être suffisamment étanche.

De nombreuses formations géologiques rempliraient ces conditions. Néanmoins, celles qu'on privilégie actuellement sont les suivantes :

- réservoirs de pétrole ou de gaz naturel épuisés ;
- formations salines profondes ;
- veines de charbon non exploitables.

Les gisements de pétrole ou de gaz naturel épuisés seront probablement les premiers sites choisis pour le stockage du CO₂, car leur emplacement et leurs propriétés sont connus, ils sont disponibles et on a une plus grande certitude quant à leurs caractéristiques scientifiques de base. L'injection de CO₂ est déjà pratiquée pour augmenter les quantités de pétrole ou de gaz extraites des gisements, et il est possible que cette technique offre un moyen de compenser les coûts du stockage. Par contre, les gisements de pétrole ou de gaz ne sont généralement pas situés à proximité de sites de production de CO₂, et on peut craindre que les puits abandonnés n'aient pas été suffisamment bien scellés pour garantir l'étanchéité du stockage.

À plus long terme, les formations salines profondes constitueront vraisemblablement la majorité des sites de stockage du CO₂ car on en trouve dans de nombreux endroits. En ce qui les concerne, le facteur limitant pourrait être la profondeur, parfois inadaptée : si la formation est trop profonde, les coûts sont élevés ; si elle est trop superficielle, le CO₂ ne peut pas atteindre l'état supercritique. Ce type de formation géologique devrait présenter de bonnes propriétés de confinement à long terme du CO₂, même si le mécanisme de piégeage structural (voir encadré 1) n'est pas toujours aussi présent qu'il l'est dans les anciens gisements de pétrole ou de gaz. Le problème éventuel des puits abandonnés est moins important que dans le cas des gisements épuisés de pétrole ou de gaz, mais il ne peut être écarté totalement.

Les veines de charbon non exploitables offrent des perspectives à plus long terme encore : on sait que les micropores du charbon peuvent renfermer des quantités considérables de gaz, mais les mécanismes en jeu sont aujourd'hui mal connus. Ces formations ont un intérêt supplémentaire si le CO₂ injecté fait remonter du méthane : le gaz extrait peut servir de combustible, compensant ainsi les coûts de l'injection.

A3.3.7 Projets pilotes

Comme noté ci-dessus, on injecte déjà couramment du CO₂ pour augmenter la quantité de pétrole extrait des gisements. En général, du gaz naturel (méthane) est pompé vers une unité de reformage où il est partiellement oxydé pour donner de l'hydrogène et du CO₂. Le CO₂ est alors séparé puis pompé vers un puits de pétrole dont le rendement diminue. En pénétrant dans la formation réservoir, il fait remonter du pétrole, ce qui accroît la production. Cette technique serait à la base d'une bonne partie de la cinquantaine de projets pilotes de stockage de CO₂ achevés, en cours ou planifiés dans le monde (SCCS, 2008). Trois projets sont remarquables par leur taille. Le projet de stockage et de contrôle du CO₂ de Weyburn-Midale, au Canada, a permis d'injecter plus de 5 Mt de CO₂ dans un gisement de pétrole épuisé. Le CO₂ stocké provient d'une installation de gazéification du charbon située dans le Dakota du Nord, aux États-Unis. L'important réseau de surveillance n'a détecté aucune fuite. Au large des côtes norvégiennes, 10 Mt de CO₂ ont été injectées dans une formation saline profonde dans le cadre du projet Sleipner (AIEGES, 2008a). Enfin, depuis 2004, l'usine de traitement algérienne de Kerchbah réinjecte 1,2 Mt de CO₂ par an dans le gisement de gaz dont il vient.

De tous les projets en cours, un seul semble viser à démontrer la double faisabilité du captage et du stockage. Il s'agit d'une centrale à charbon de 30 MWe, située près de Spremberg, en Allemagne, qui applique la technique de l'oxycombustion. Le CO₂ est récupéré, comprimé puis transporté par camion sur 350 km jusqu'à un gisement de gaz épuisé où il est injecté. Le projet prévoit l'injection de 100 000 t de CO₂ en trois ans. La centrale a été financée par Vattenfall (la compagnie d'électricité suédoise) pour un coût de 70 millions d'EUR. Il est intéressant de noter que l'installation compte un laveur de fumées destiné à piéger le dioxyde de soufre et les cendres volantes. D'autres projets dans le monde en sont au stade de la proposition ou de l'étude de faisabilité. En particulier, le programme européen ZEP (*Zero Emission Fossil Fuel Power Plants*) (UE, 2008) vise à lancer jusqu'à 12 projets de CSC à grande échelle d'ici 2015 afin de démontrer la viabilité commerciale de la technique d'ici 2020.

A3.3.8 Évaluations des risques

L'industrie pétrolière réalise des évaluations des risques afin de démontrer la sûreté de l'injection de CO₂ pour augmenter la production des gisements. De plus en plus souvent, les méthodologies employées pour analyser l'impact à long terme sont celles qui ont été élaborées pour le stockage des

déchets radioactifs. Par exemple, les évaluations reposent souvent sur des scénarios de référence (évolution normale) et des scénarios alternatifs afin de prendre en compte toutes les évolutions possibles du stockage et de son environnement. De même, des listes normalisées de caractéristiques, événements et processus (FEP) peuvent être utilisées pour contrôler les évaluations, et il est souvent fait référence à des analogues naturels et à des analogues propres au site étudié, par exemple le temps de séjour de l'eau souterraine. L'encadré 2 décrit la démarche adoptée pour évaluer les risques du stockage prévu à Weyburn, ainsi que les enseignements tirés de cette analyse (AIE, 2004b).

Encadré 2. Évaluation des risques

L'évaluation des risques réalisée dans le cadre du projet de Weyburn portait sur cinq scénarios de migration possibles (AIEGES, 2007) :

1. *Migration rapide de type « court-circuit »* (via une fracture, un forage ou une discordance). Un tel relâchement aurait des effets environnementaux et sanitaires aigus, comme pourraient en produire de fortes concentrations de CO₂ dans les zones basses en surface. On considère généralement que les puits inconnus ou mal scellés qui traversent la roche du stockage constituent la voie de migration la plus importante.
2. *Migration potentielle à long terme*. Les relâchements à long terme pourraient être impossibles à mesurer, mais ils sont importants car ils déterminent l'efficacité globale du CSC.
3. *Sismicité induite*. Les premiers exemples de sismicité induite ont été observés dans les années 60 dans des stockages souterrains de gaz naturel. L'augmentation de la pression des gaz provoque des mouvements du sol à petite échelle (micro-sismicité) le long de failles actives. Depuis, les stockages sont autant que possible implantés dans des zones sans faille active mais, même dans ce cas, il importe de bien comprendre les mécanismes en jeu et de savoir, par exemple, à partir de quel seuil la pression du gaz déclencherait un événement sismique induit.
4. *Rupture de la roche hôte*. Comme dans le cas de la sismicité induite, il importe de bien comprendre comment et au-delà de quel seuil la pression des gaz peut entraîner la rupture de la roche de couverture.
5. *Migration dans un aquifère*. Ce problème est important, d'autant plus que la réglementation vise souvent d'abord à protéger la qualité des eaux souterraines. Les risques pour les aquifères superficiels sont notamment l'acidification, l'effet indésirable de certains minéraux ou la remontée d'eaux saumâtres.

À l'issue de l'évaluation, de nouveaux axes de recherche ont été identifiés, notamment :

- appliquer des méthodes de surveillance plus directes pour démontrer l'efficacité du stockage ;
- utiliser de façon plus efficace les données sismiques existantes ;
- déterminer l'évolution des impuretés gazeuses : H₂S et mercaptans ;
- caractériser les fissures naturelles conductrices (s'il y en a) des couches sus-jacentes ainsi que leurs propriétés d'écoulement ;
- prélever des échantillons carottés pour déterminer les propriétés mécaniques de toute couche sus-jacente/sous-jacente affaiblie, et les conserver dans de bonnes conditions ;
- évaluer l'impact des fissures sur les images sismiques (les anomalies peuvent ne pas être dues à la seule présence du CO₂) ;
- dans le cadre de l'évaluation à long terme du stockage, tenir compte des mécanismes supplémentaires qui peuvent dissoudre la roche réservoir ou minéraliser le CO₂ (dissolution après mélange par convection, par exemple) et effectuer des analyses de sensibilité des différents modèles d'évaluation à long terme.

Les problèmes encore non résolus que le projet de Weyburn a soulevés rappellent ceux des études de sûreté des stockages de déchets radioactifs : en général, ils tiennent au fait que les modélisations doivent correctement représenter l'environnement du stockage et, en particulier, expliquer les propriétés spécifiques des roches hôtes.

Aussi, comme dans le cas du stockage des déchets radioactifs, l'évaluation des risques du CSC nécessite d'étudier la sismicité, le volcanisme, les effets géochimiques (y compris l'action du CO₂ sur les matériaux de scellement du stockage) et les effets de constituants mineurs sur le comportement du stockage.

Le rapport AIEGES (2008a) présente les nombreuses techniques de surveillance qui permettent de vérifier la quantité de CO₂ injectée et l'intégrité du stockage. Comme pour les déchets radioactifs, la surveillance est d'une utilité limitée quand il s'agit de contrôler le confinement à long terme. Dans le cas du CSC, le problème est moindre cependant car le risque de fuite est plus grand pendant ou peu après l'injection, c'est-à-dire que la sûreté du stockage du CO₂ augmente avec le temps. De ce fait, les recommandations du GIEC, la Convention de Londres sur la prévention de la pollution des mers, la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (Convention OSPAR) et la directive européenne sur le captage et le stockage du carbone autorisent toutes un allègement progressif de la surveillance et son abandon si tous les éléments de preuve confirment la sûreté du stockage.

A3.3.9 Réglementation

La technologie du captage et du stockage du carbone est récente et sa réglementation est en pleine évolution. Le rapport spécial du GIEC sur le CSC (GIEC, 2005) établit que :

« La législation et la réglementation en vigueur qui concernent notamment l'exploitation minière, les activités pétrolières et gazières, la lutte contre la pollution, l'élimination des déchets, l'eau potable, le traitement des gaz haute pression et le droit de propriété relatif au sous-sol pourraient être pertinents pour le stockage géologique du CO₂. Les questions concernant la responsabilité à long terme liée au rejet de CO₂ dans l'atmosphère et ses incidences sur l'environnement local ne sont généralement pas résolues. »

Selon Vattenfall (2008), la surveillance post-injection (et, sans doute, le réaménagement si la surveillance révèle une défaillance) pourrait relever de la responsabilité de l'exploitant, des pouvoirs publics, d'un tiers mandaté à cette fin, ou de plusieurs de ces trois parties. Comme pour le stockage des déchets radioactifs ou la gestion des mines fermées, les pouvoirs publics sont invariablement les garants à long terme de la sûreté. Pour les exploitants (autrement dit ceux qui investissent dans le CSC), il s'agira principalement de savoir combien de temps leur responsabilité sera engagée.

L'une des conditions préalables essentielles au développement du CSC est la possibilité de profiter financièrement de la réduction des émissions de CO₂. Les lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (GIEC, 2006) décrivent une méthodologie d'estimation de l'impact du CSC sur les rejets de gaz à effet de serre. Cette méthodologie permet aux pays de comptabiliser dans leurs inventaires les réductions d'émissions obtenues grâce au CSC et sert donc de base à la prise en compte de ces réductions dans les systèmes d'échanges de droits d'émissions. Le système européen d'échanges de quotas d'émissions (ETS) autorise l'échange de quotas liés au CSC depuis 2008.

Le stockage sous-marin du CO₂ est réglementé par la Convention de Londres sur la prévention de la pollution des mers et son protocole de 1996. En 2006, les parties au protocole sont convenues d'autoriser le stockage du CO₂ sous les fonds marins. Les parties à la convention OSPAR ont fait de même en 2007.

A3.3.10 Attitudes du public, des pouvoirs publics et des autorités

Selon l'Agence internationale de l'énergie (AIEGES, 2008b), l'adhésion du public est nécessaire pour faire progresser les techniques du CSC. Régulièrement, le GIEC insiste lui aussi sur son importance (GIEC, 2005). Les rares sondages d'opinion qui ont été effectués (Tokushige *et al.*, 2007) ont trouvé peu d'écho dans les médias. Aucun des deux plus grands projets de stockage du CO₂ (Weyburn et Sleipner) ne mentionne l'adhésion du public dans la liste de ses missions. Comme l'injection du CO₂ est déjà une technique couramment employée pour améliorer l'extraction de pétrole, les exploitants d'installations de CSC considèrent peut-être que l'opinion publique ne constitue pas une entrave. Citons, pour l'anecdote, un commentaire au sujet de l'installation pilote de CSC de Spremberg (ville minière, lieu d'extraction du charbon), qui suggère que le public approuverait largement le projet : « Cela créera nécessairement des emplois, c'est ce qui compte, mais si, en plus, nous devenons célèbres pour avoir sauvé le monde, ce sera super. » (Smith, 2008)

Les organisations écologistes ont des points de vue divergents sur la question du CSC. L'organisation Les Amis de la Terre – International (FOEI) range le CSC et l'énergie nucléaire dans la même catégorie des « technologies non durables » (FOEI, 2005), même si certaines associations nationales peuvent être plus conciliantes. *Greenpeace International* conteste le recours au CSC dans les centrales à charbon comme moyen de combattre le changement climatique (*Greenpeace International*, 2007). Le WWF s'est prononcé en faveur du CSC, mais contre le mécanisme de développement propre (MDP) mis en place par le Protocole de Kyoto, qui permet à certains États d'investir dans des projets de réduction des émissions dans les pays en développement au lieu d'investir dans des solutions plus coûteuses de réduction des émissions sur leur territoire.

Les pouvoirs publics sont confrontés à un dilemme : une demande nationale d'électricité en augmentation associée à un besoin (ou même une obligation) de réduire les émissions de CO₂. Il est clair qu'aucune mesure unique, qu'il s'agisse d'économiser l'énergie ou de développer les énergies renouvelables ou le nucléaire, ne résoudra le problème. Dans cette situation, les pouvoirs publics chercheront à adopter un large éventail de mesures parallèles, parmi lesquelles le CSC. À titre d'exemple, le président Georges Bush a déclaré en 2001 : « Nous sommes tous convaincus que la technologie permettra de réduire fortement les émissions [de gaz à effet de serre] – en particulier les technologies de captage et de stockage du carbone. »

Logiquement, les autorités semblent prêtes à réglementer le CSC, sous réserve de disposer des pouvoirs et des fonds nécessaires. Bon nombre d'entre elles s'informent actuellement sur le CSC et (sans doute) évaluent la nécessité de réglementer. Aux États-Unis, l'EPA annonce vouloir s'assurer que le stockage géologique ne présente aucun danger pour les ressources souterraines en eau potable. La réglementation américaine recouvre le choix du site, la construction, l'exploitation et la fermeture des puits d'injection. Elle a été appliquée à plus de 800 000 puits d'injection de divers fluides au cours des 30 dernières années. En Europe, la Direction générale de l'environnement a proposé une directive pour définir un cadre juridique européen et supprimer les barrières réglementaires existantes.

Suite à la déclaration du gouvernement britannique annonçant la construction de centrales à charbon, l'*Environment Agency* (responsable du stockage des déchets en Angleterre et au Pays de Galles) est allée plus loin en déclarant : « Les centrales à charbon nouvelles ou de remplacement ne seront autorisées que si elles disposent des moyens de capter et stocker le dioxyde de carbone » ; et « l'*Environment Agency* est disposée à participer à l'évaluation de toutes les nouvelles centrales, si on lui en donne la mission et les moyens financiers carbone ».

A3.3.11 Discussion et conclusions

Similitudes et différences générales entre le stockage du carbone et celui des déchets radioactifs

Les principales différences entre le stockage des déchets radioactifs et le captage et le stockage du carbone tiennent à la nature des substances concernées. Le CO₂ stocké si l'on recourt au CSC est chimiquement simple mais physiquement complexe car il peut exister sous forme liquide, gazeuse ou supercritique (c'est-à-dire ni liquide, ni gazeuse) et ces phases peuvent être présentes simultanément dans des parties différentes du stockage. Il peut également occuper un volume considérable. À cause des changements de phase, le système est difficile à modéliser, et les gros volumes concernés peuvent avoir une influence sur son évolution. Au contraire, dans le cas des déchets radioactifs, l'inventaire des substances est chimiquement complexe, mais les déchets à gérer sont principalement solides. En outre, les volumes totaux sont assez faibles, et les radionucléides sont présents uniquement à l'état de traces. Par conséquent, à l'exception peut-être des panaches alcalins qui peuvent se former dans les dépôts construits avec du ciment, les déchets radioactifs n'ont pas d'impact majeur sur l'évolution naturelle du système.

L'autre différence tient au fait qu'il est en général prévu d'effectuer le stockage des déchets radioactifs solides dans des installations souterraines, tandis que pour le CSC il est prévu de stocker le carbone capté depuis la surface à l'aide de forages. Les deux technologies ont leurs avantages et leurs inconvénients : le stockage depuis la surface est évidemment moins cher, mais il limite les possibilités de caractérisation détaillée de la roche hôte à l'état initial et à l'état post-injection.

S'agissant des sites les mieux adaptés au stockage, il existe là encore des similitudes et des différences. Dans les deux cas, on cherchera à éviter les zones sismiques et volcaniques actives et on s'efforcera de comprendre le comportement du site pour déduire son évolution future de son évolution passée. Cependant, le stockage des déchets radioactifs prévoit habituellement l'emploi de barrières naturelles et ouvragées pour confiner les radionucléides, tandis que le CSC ne compte que sur les barrières naturelles. Ainsi, on peut conditionner le combustible utilisé dans des conteneurs en acier ou en cuivre avant de le stocker, ou encore utiliser de grandes quantités de béton dans le cas de déchets de moyenne activité. Au contraire, le stockage géologique du CO₂ n'a recours à aucune technique du genre, si ce n'est pour le scellement du puits d'injection.

Enfin, autre différence possible, pour le stockage des déchets radioactifs, on cherche en général à éviter les sites dits « complexes ». Ce pourrait être difficile dans le cas du CSC étant donné le nombre considérable de sites nécessaires. Et, de fait, la géologie des sites de certains projets pilotes peut être considérée comme complexe (Weyburn, par exemple).

Études de sûreté

Les évaluations des risques réalisées pour des projets de CSC semblent avoir beaucoup emprunté aux méthodologies d'étude de la sûreté des stockages de déchets radioactifs. On retrouve des approches connues, comme le recours à des scénarios caractérisant les évolutions possibles de la roche hôte et de son environnement, à des listes normalisées de caractéristiques, événements et processus (FEP) et à des analogues naturels.

Pour le stockage des déchets nucléaires, les études de sûreté à long terme se fondent sur des critères calculés directement à partir des contraintes et limites numériques imposées par les autorités de sûreté. Par exemple, la dose annuelle que peut recevoir un individu exposé à des rayonnements est définie dans des documents tels que les Normes fondamentales internationales de protection contre les

rayonnements ionisants et de sûreté des sources de rayonnements (BSS) (AIEA, 1996). Il ne semble pas qu'il existe de mesure du détriment aussi universellement adoptée dans les études de risque effectuées pour le CSS, mais plutôt une palette de risques pour la santé humaine et l'environnement qui ne sont pas toujours définis avec précision.

Estimations des coûts

Il est difficile d'évaluer les coûts avec précision. Par conséquent, la méthode la plus simple pour comparer les coûts du stockage consiste sans doute à étudier la majoration du coût de la production d'électricité que cette opération représente.

Le coût du stockage des déchets radioactifs pourrait se situer entre 5 et 10 % du coût de l'électricité. Comme on l'a vu, l'emploi du CSC majore le coût de l'électricité de 22 à 60 % selon le type de centrale.

État des connaissances

Selon le *Department of Energy* des États-Unis (DOE, 2008), des travaux supplémentaires doivent être entrepris pour montrer que les technologies de CSC :

- sont efficaces et concurrentielles ;
- garantissent un stockage stable et à long terme ;
- sont sans danger pour l'environnement.

Examinant successivement chacun de ces critères, le DOE indique que, avec les technologies actuelles, les coûts du stockage du carbone seraient compris entre 100 et 300 USD par tonne d'émissions de carbone évitées. L'objectif du programme du DOE est de faire passer ce chiffre en-dessous de la barre des 10 USD d'ici 2015.

Le stockage du gaz naturel dans des formations souterraines se pratique depuis environ un siècle tandis que l'injection de CO₂ pour augmenter la quantité de pétrole extrait des gisements est une technique vieille d'une quarantaine d'années. Ces deux expériences montrent qu'il est possible de stocker le CO₂ dans des formations géologiques profondes sans perte détectable à ces échelles de temps. Il semble néanmoins que la précision des mesures n'est pas suffisante pour assurer qu'il est possible de confiner le CO₂ à long terme – les preuves à cet égard sont plus générales, fondées sur des analogues naturels. En développant une méthodologie permettant à des projets particuliers de CSC de bénéficier des dispositions du Protocole de Kyoto, le GIEC a tenu compte de cette incertitude (GIEC, 2006).

Le dernier problème, celui de la sûreté environnementale, a été abordé plus haut.

Cadre législatif

Comme on l'a vu, certains pays disposent déjà d'une réglementation de l'injection de CO₂ pour augmenter le rendement des gisements de pétrole. Il ne fait aucun doute que ces dispositions constitueront la base des réglementations relatives au stockage du CO₂ à long terme. Dans un avenir lointain, seuls les pouvoirs publics peuvent assumer la responsabilité de l'éventuelle défaillance d'un stockage de CO₂. Pour les exploitants et les acteurs investissant dans le CSC, la question cruciale est donc de savoir combien de temps cette responsabilité doit incomber au privé, avant d'être transférée au secteur public.

RÉFÉRENCES

- AIE (2004a), *World Energy Outlook*, OCDE/AIE, Paris, France.
- AIE (2004b), *IEA Weyburn CO₂ Monitoring and Storage project*, Agence internationale de l'énergie, Paris, France, www.iea.org/textbase/work/2004/zets/conference/presentations/thambimuthu.pdf.
- AIEGES (2007), *Capturing CO₂*, IEA Greenhouse Gas R&D Programme, Gloucestershire, Royaume-Uni, www.ieagreen.org.uk/glossies/co2capture.pdf.
- AIEGES (2008a), *Geologic Storage of Carbon Dioxide: Staying Safely Underground*, IEA Greenhouse Gas R&D Programme, Gloucestershire, Royaume-Uni, www.ieagreen.org.uk/glossies/geostoragesfty.pdf.
- AIEGES (2008b), *CO₂ Capture and Storage, Risk Scenarios Database*, IEA Greenhouse Gas R&D Programme, Gloucestershire, Royaume-Uni, www.co2captureandstorage.info/riskscenarios/riskscenarios.htm.
- AIEA (1996), *Normes fondamentales internationales de protection contre les rayonnements ionisants et de sûreté des sources de rayonnements (BSS)*, Collection sécurité N° 115, établies sous les auspices de : AEN/OCDE, AIEA, FAO, OIT, OMS, OPS, Vienne, Autriche, www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/SS-115-Web/Start.pdf
- AIEA (2003), *The Extent of Environmental Contamination by Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) and Technological Options for Mitigation*, Agence internationale de l'énergie atomique, Collection Rapports techniques de l'AIEA No. 419, Vienne, Autriche.
- Barnes, I. et L. Sear (2004), *Ash Utilisation from Coal-Based Power Plants* UK Department for Business, Enterprise and Regulatory Reform, Rapport COAL R274 DTI/Pub URN 04/1915, décembre, Londres, Royaume-Uni.
- BC (1989), Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination (Convention de Bâle), www.basel.int/text/con-f.pdf
- Brasser, T. (2009), Présentation faite à *l'Inception Workshop of the Asian Mercury Storage Project*, 4-5 mars 2009, Bangkok, Thaïlande.
- Brune, D., R. Hellborg, B.R.R. Persson et R. Pääkkönen (2001), *Radiation at Home, Outdoors and in the Workplace*, Scandinavian Science Publisher, Oslo, Norvège.
- CE (1999a), *Radiological Protection Principles Concerning the Natural Radioactivity of Building Materials*, Direction générale XI – Environnement, sécurité nucléaire et protection civile, Radiation protection 112, Bruxelles, Belgique.
- CE (1999b), “Enhanced Radioactivity of Building Material, Radiation Protection 96”, Mustonen, R., M. Pennanen, M. Aunanmaki et E. Oksanen, Contrat No. 96-ET-003 STUK (Finlande), pour la Commission européenne, Radiation and Nuclear Safety Authority (1997), dans *Radiological Protection Principles Concerning the Natural Radioactivity of Building Materials, Radiation Protection 112*, Luxembourg.
- CE (1999c), Directive 1999/31/CE du Conseil du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets, *Journal officiel* 182 du 16/07/1999, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999L0031:FR:HTML>

- CE (2003) Décision du Conseil du 19 décembre 2002 établissant des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges, conformément à l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE, (2003/33/EC), *Journal officiel des Communautés européennes*, L 11/27, 16.1.2002, Bruxelles, Belgique.
- CEE (1991), Directive 91/689/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991, relative aux déchets dangereux, *Journal officiel de l'Union européenne*, L 377 du 31/12/1991, Bruxelles, Belgique, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0689:FR:HTML>.
- CEE (1999), Directive 1999/31/CE du Conseil du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets, Bruxelles, Belgique, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999L0031:FR:NOT>.
- Chandler, A.J., T.T. Eighmy, J. Hartlén, O. Hjelm, D.S. Kosson, S.E. Sawell, H.A. Van der Sloot et J. Vehlow (1997), *Municipal Solid Waste Incinerator Residues*, Elsevier Science B.V. New York, NY, États-Unis.
- CO2CRC, Cooperative Research Centre for Greenhouse Gas Technologies, Canberra, Australie, www.co2crc.com.au.
- Couch, G. (2006), *Ash Management in Coal-fired Plants*, rapport CCC/118, Clean Coal Centre de l'AIE, octobre, Londres, Royaume-Uni.
- Dale, L. (2005), *Significance of Trace Elements in Coal – An Overview*, Symposium d'une journée sur les éléments traces dans le charbon, 4 octobre 2005, Brisbane, Queensland, Australie.
- DOE (2008), *Carbon Capture and Storage R&D Overview*, fossil energy, US DOE, Washington, DC, États-Unis, <http://fossil.energy.gov/programs/sequestration/overview.html>.
- DOI (1963), "Rare Elements in Coal", R.R. Abernethy et F.H. Gibson, Bureau of Mines Report I. C. 8163, pp. 60-69, U.S. Department of the Interior, Washington, DC, États-Unis.
- EPA (1973), *Potential Pollutants in Fossil Fuels*, EPA-R2-73-249, E.M. Magee, H.J. Hall et G.M. Varga Jr. pour l'U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Monitoring, Washington, DC, États-Unis.
- EPA (1977), *Characterization of Ash from Coal-Fired Power Plants*, EPA-660/7-77-010, Ray, S.S. et F.G. Parker pour l'Office of Energy, Minerals and Industry, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, États-Unis.
- EPA (1984), *Background Information Document (Integrated Risk Assessment) Final Rule for Radionuclides*, EPA Report 520/1-84-002-2, Vol. II, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste, Washington, DC, États-Unis.
- EPA (1995), *Human Health and Environmental Damages from Mining and Mineral Processing Wastes*, Draft Background Information Document, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste, Washington, DC, États-Unis.
- EPA (1996), *Superfund Record of Decision, Oak Ridge Reservation (DOE)*, EPA/ROD/R04-96/260, EPA ID: TN1890090003 OU26, Oak Ridge, Tennessee, Region 4 Superfund, U.S. Environmental Protection Agency, Atlanta, Géorgie, États-Unis.
- EPA (1999), *Report to Congress on Wastes from the Combustion of Fossil Fuels*, EPA-530-S-99-010, Office of Solid Waste and Emergency Response, Minerals and Industry, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, États-Unis.

- EPA (2005a), *EPA's Roadmap for Mercury, V. Addressing International Mercury Sources*, EPA-HQ-OPPT-2005-0013, Office of Energy, Minerals, and Industry, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, États-Unis, www.epa.gov/mercury/pdfs/V_InternationalHg.pdf.
- EPA (2005b), *Superfund Record of Decision, Montclair/West Orange Radium Site*, EPA ID: NJD98078553, OU@, Orange, New Jersey, Region 3 Superfund, U.S. Environmental Protection Agency, Philadelphia, Pennsylvanie, États-Unis.
- EPA (2006), *Characterization of Mercury-Enriched Coal Combustion Residues from Electric Utilities Using Enhanced Sorbents for Mercury Control*, EPA-600/R-06/008, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, États-Unis.
- EPA (2007), *Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials from Uranium Mining*, Volume 1: Mining and Reclamation Background, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, États-Unis.
- FOEI (2005), Les Amis de la Terre International, *New Climate Deal will not Tackle Climate Change*, communiqué de presse du 27 juillet 2005, www.foei.org/en/media/archive/2005/0727.html/.
- GIEC (2005), *Carbon Dioxide Capture and Storage*, Special Report by Bert Metz, Ogunlade Davidson, Heleen de Coninck, Manuela Loos et Leo Meyer (dir. pub.), Cambridge University Press, Royaume-Uni.
- GIEC (2006), *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara et K. Tanabe (dir. pub.), IGES, Japon, www.ipcc-nggip.iges.or.jp.
- GIEC (2007), "Energy supply", *Climate Change 2007: Mitigation*, contribution du Groupe de travail III du quatrième Rapport d'évaluation du Groupe de travail intergouvernemental sur l'évolution du climat.
- Greenpeace International (2007), *Carbon Dioxide Capture and Storage*, 19 octobre 2007, www.greenpeace.org/international/press/reports/CCS-briefing.
- JEP (2003), *An Investigation of PAHs and PCBs in Power Station Ashes*, Joint Environmental, juillet 2003, contact: jepsec@woodcot4.demon.co.uk.
- Joshi, R. C. et R. P. Lothis (1997), *Fly Ash in Concrete, Production, Properties and Uses*, Advances in Concrete Technology, Volume 2, OPA, Amsterdam, Pays-Bas.
- NJUS (2009), *New Jersey Solid Waste Regulations*, N.J.A.C. 7:26-1.1(a)1 et N.J.A.C. 7:26-1.7(g), 17/06/2009, Guidance Document for the Management of Asbestos-containing Material (ACM), New Jersey Department of Environmental Protection's, États-Unis, www.nj.gov/dep/dshw/resource/26sch01.pdf.
- NRC (1984), *Groundwater Contamination*, National Academies Press, National Research Council, U.S. National Academy of Sciences, Washington, DC, États-Unis.
- PNUE (2003), *Évaluation mondiale du mercure*, Programme des Nations Unies pour l'environnement www.chem.unep.ch/mercury/GMA%20in%20F%20and%20S/final-assessment-report-F-revised.pdf.
- Puch, K., G. Keller et W. vom Berg (1997), "Radioactivity of Combustion Residues from Coal Fired Power Stations", Proceedings of International Symposium on Radiological Problems With Natural Radioactivity in the Non-Nuclear Industry, 8-10 septembre 1997, KEMA, Amsterdam, Pays-Bas.
- SCCS (2008), *Where is CO₂ Storage Taking Place?*, Scottish Centre for Carbon Storage, Scottish Funding Council, www.geos.ed.ac.uk/sccs/storage/storageSites.html.

- Sear, L.K.A. (2001), *Properties and Use of Coal Fly Ash: A Valuable Industrial By-product*, Thomas Telford Ltd, Londres, Royaume-Uni.
- Sear, L.K.A., A.J. Weatherley et A. Andrew Dawson (2003), *The Environmental Impacts of Using Fly Ash – The UK Producers’ Perspective*, n° 20, International Ash Utilization Symposium, octobre 2003, consultable à l’Ash Library gérée par le Center for Applied Energy Research, University of Kentucky, Lexington, Kentucky, États-Unis, www.ukqaa.org.uk/Papers/KentuckyAshSymposiumLKASearEtAl2003.pdf.
- Sloss, L.L. (2007), *Trace Elements and Fly Ash Utilisation*, IEA Clean Coal Centre, mars, Londres, Royaume-Uni.
- Smith, K.R., G.M. Crockett, W.B. Oatway, M.P. Harvey, J.S.S. Penfold et S.F. Mobbs (2001), *Radiological Impact on the UK Population of Industries Which Use or Produce Materials Containing Enhanced Levels of Naturally Occurring Radionuclides: Part I: Coal-fired Electricity Generation*, National Radiological Protection Board (aujourd’hui UK Health Protection Agency) Report NRPB-R327, mars 2001, Oxon, Royaume-Uni, www.hpa.org.uk/web/HPAwebFile/HPAweb_C/1194947363630.
- Smith, L. (2008), “How carbon capture and storage (CCS) could make coal the fuel of the future”, *The Times*, 9 septembre 2008, www.timesonline.co.uk/tol/news/science/article4710941.ece.
- Tokushige, K., K. Akimoto et T. Tomoda (2007), “Public Perceptions on the Acceptance of Geological Storage of Carbon Dioxide and Information Influencing the Acceptance”, *International Journal of Greenhouse Gas Control*, pp. 101-112, avril.
- UE (2006), Mercure métallique : interdiction des exportations, stockage en toute sécurité, COD/2006/0206, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:C:2009:279E:0166:0166:FR:PDF>.
- UE (2008), *European Technology Platform for Zero Emission Fossil Fuel Power Plants (ZEP)*, Demonstration Programme for CO₂ Capture and Storage (CCS), ZEP’s Proposal, www.zero-emissionplatform.eu/website/index.html.
- UNPEDE/EURELECTRIC (1997), *Coal Ash Reference Report*, Thermal Generation Study Committee, 20.05, THERRES, Ref. 02005Ren9790, Bruxelles, Belgique.
- Van der Steen, J. (2006), “Regulatory Approaches for Norm Residues in the Netherlands”, dans AIEA (2006), *Regulatory and Management Approaches for the Control of Environmental Residues Containing Naturally Occurring Radioactive Material (NORM)*, Proceedings of a Technical Meeting held in Vienna, 6-10 décembre 2004, IAEA TECDOC-1484, Vienne, Autriche.
- Vattenfall (2008), *Vattenfall and Carbon Capture and Storage*, Stockholm, Sweden, www.vattenfall.com/en/press-kit-ccs.htm.
- Watanabe, Yoshifumi, personal communication, Japan Coal Energy Center (JCOAL) Tokyo, Japan.
- Wigley, F. and J. Williamson (2005), *Coal-mineral Transformations – Effects on Boiler Behaviour*, COAL R274 DTI/Pub URN 05/659, Department of Trade and Industry, Cleaner Fossil Fuels Programme, 43 p., mars, Londres, Royaume-Uni.
- Wild, S.R. et K.C. Jones (1995), “Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the United Kingdom Environment: A Preliminary Source Inventory and Budget”, *Environmental Pollution*, Vol. 88, pp. 91-108.
- Woolley, G.R., D.T. Simpson, W. Quick et J. Graham (2000), *Ashes to Assets? Studies of the Usefulness and Environmental Management of Ash from Coal Fired Power Stations*, Powergen UK plc, E.ON, Nottingham, Royaume-Uni.

Annexe 4

RISQUE ET PERCEPTION DU RISQUE

A4.1 Introduction

Quelles que soient les activités qu'entreprend la société, le risque et la façon dont il est perçu sont des considérations essentielles que doivent prendre en compte les gouvernements de même que l'industrie et les consommateurs. L'acceptation d'un risque par la société ne dépend pas seulement d'appréciations scientifiques mais également de la façon dont ce risque et les avantages de l'activité sont appréhendés. Par conséquent, si l'on veut comprendre pourquoi la société tolère un risque et pourquoi certaines interventions sont jugées plus acceptables et plus réussies que d'autres, il convient d'analyser la façon dont sont perçus les risques et aussi les avantages de l'activité concernée (OMS, 2002).

Dans la synthèse du rapport de l'AIEA intitulé *Global Public Opinion on Nuclear Issues and the IAEA: Final Report from 18 Countries* (Globescan, 2005), on trouve la phrase suivante :

« Si la majorité des citoyens est généralement favorable à la poursuite de l'exploitation des réacteurs nucléaires en service, la plupart des gens ne souhaitent pas que l'on construise de nouvelles centrales nucléaires. »

Étant donné que la quasi-totalité du parc nucléaire actuel arrivera à la fin de sa durée de vie en 2050, cette opinion répandue dans le monde entier aura un impact significatif sur la construction des futures centrales (pour remplacer les anciennes centrales mais également pour augmenter la puissance installée actuelle). Le peu d'enthousiasme que manifeste le public pour la construction de centrales tient pour une part importante à la production des déchets radioactifs pendant la durée de vie des installations et au fait que l'industrie est ressentie comme étant incapable de les gérer.

S'ils ne sont pas correctement gérés, les déchets radioactifs constituent un danger pour la santé humaine et l'environnement. De nos jours, le choix d'un site de stockage des déchets radioactifs n'exige pas seulement que l'on ait trouvé une solution à des problèmes techniques, mais aussi que l'on ait pris en compte les valeurs et préoccupations de la population sachant que cette dernière peut avoir du mal à accepter ce type d'installation (aux niveaux local ou national, voire les deux). Toutefois, il existe de multiples exemples de déchets dangereux (y compris des déchets toxiques ou présentant des risques biologiques) qui sont stockés en toute sécurité depuis des dizaines et des dizaines d'années. Cela prouve, du moins en principe, qu'il est possible de stocker sans danger des substances par essence dangereuses, à condition que le public ait approuvé la construction d'installations correctement conçues.

Quoi qu'il en soit, le stockage des déchets dangereux et des déchets radioactifs soulève la controverse dans le monde entier. La sélection du site de stockage est fonction de multiples facteurs dont les caractéristiques des déchets et du site, la législation et la réglementation nationales et régionales ainsi que l'adhésion du public. Cette adhésion joue un rôle croissant dans la procédure de

décision. Elle repose pour beaucoup sur l'idée que le public se fait de l'impact de la nouvelle installation de stockage proposée sur sa propre personne et sur son environnement – une opinion intuitive du caractère risqué ou non de l'installation. Le public porte sur le risque une appréciation différente de celle des spécialistes du domaine pour qui il est synonyme de la mortalité annuelle prévue.

Cette annexe vise à donner une large vision du risque perçu, un concept qu'il est vital de comprendre pour construire des installations de stockage des déchets radioactifs ou dangereux.

A4.2 Le risque

Le risque peut être défini de diverses manières. Le *Rapport sur la santé dans le monde 2002* de l'Organisation mondiale de la santé définit en ces termes le risque (Short, 1984) :

« Probabilité d'une issue sanitaire défavorable, ou facteur qui augmente cette probabilité. »

L'*US Agency for Toxic Substances and Disease Registry* définit le risque comme :

« La probabilité qu'un événement provoque des dommages corporels ou matériels. »

Les scientifiques et les ingénieurs définissent normalement le risque lié à un événement indésirable particulier comme le produit de la probabilité de l'événement par l'importance de ses conséquences (Rayner et Cantor, 1987). Cette définition s'applique à une installation de stockage des déchets.

Par conséquent, pour un événement donné : $R = P \times C$, où :

- R est le risque que présente cet événement (normalement, le risque annuel de décès) ;
- P est la probabilité de survenue de cet événement (rapportée habituellement à l'année) ;
- C désigne les conséquences de l'événement en question (qui s'expriment normalement en probabilités de décès par événement).

Le risque agrégé peut être obtenu en additionnant les risques correspondant à des événements ou mécanismes internes et externes (qui doivent être indépendants) susceptibles d'avoir des effets indésirables sur l'installation. Les événements internes sont ceux dont la probabilité dépend de la conception ou de l'exploitation (par exemple, la défaillance d'une barrière ouvragée) ; les événements ou agressions externes sont ceux sur lesquels le concepteur et l'exploitant n'ont aucune maîtrise (par exemple les séismes).

Dans ce rapport le terme de « risque » ou l'expression « risque réel » se réfère aux définitions scientifiques données ci-dessus. On a ainsi une définition objective du risque adaptée aux calculs techniques et, en particulier, aux évaluations permettant de comparer le détriment potentiel pour l'environnement. Toutefois, cette définition ne donne pas une idée du niveau de risque que peuvent ressentir les individus concernés et que l'on appelle « risque perçu ». Le risque perçu est subjectif et dépend certes du risque réel mais aussi de plusieurs facteurs de la perception individuelle et sociale du risque qui sont évoqués ci-dessous.

A4.3 Perception du risque

Quel que soit le projet d'infrastructure envisagé, une nouvelle route, un aéroport, une centrale nucléaire ou un stockage de déchets, la décision s'appuiera (sciemment ou non) sur une appréciation du risque par les parties prenantes concernées. Pour une diversité de raisons, les jugements des parties prenantes reposent en général sur la perception du risque plutôt que sur le risque réel. Ce qui à son tour détermine directement l'accueil réservé à la proposition (de même que la réaction au bruit d'une route ou d'un aéroport, par exemple). La façon dont la perception du risque par les parties prenantes est reconnue affecte le niveau de confiance qu'elles accordent aux promoteurs du projet et à leurs représentants élus. Un problème supplémentaire dans le cas des centrales nucléaires est le fait que les parties prenantes n'ont pas toujours suffisamment d'expérience personnelle pour pouvoir juger si les critères de sûreté sont acceptables en particulier lorsqu'ils sont présentés sous forme de risque chiffré.

La perception du risque est définie dans ce rapport comme l'évaluation subjective de la probabilité et des conséquences d'un type donné d'accident.

La perception du risque que présente une activité particulière peut être examinée en fonction d'un jeu de facteurs de perception du risque (Sandman, 1991 et 1993). Ces facteurs ont été portés au tableau A4.1. Ils révèlent qu'une activité telle que la conduite d'une automobile devrait être perçue comme présentant un faible risque parce qu'elle est volontaire, que le conducteur en a la maîtrise, que c'est une activité courante qui présente des avantages manifestes et que le mécanisme de la conduite est bien connu. L'inverse est généralement vrai d'une proposition d'implanter un stockage de déchets radioactifs à proximité d'une habitation : le risque perçu est plus élevé parce que cette installation échappe au contrôle de la personne concernée, qu'elle n'est pas familière, et, ce qui est plus important, que la personne se sent exposée malgré elle à ce qu'elle considère comme un danger. Or, en fait, il est scientifiquement prouvé qu'il est plus dangereux de conduire une voiture que de vivre à proximité d'un stockage des déchets radioactifs. Pourtant, ce n'est pas ainsi qu'on le perçoit, et le niveau d'acceptation du risque ne reflète pas la réalité scientifique.

Tableau A4.1 : Exemples de facteurs intervenant dans la perception du risque

Facteur	Le risque que présente une activité sera perçu comme supérieur si cette activité est considérée comme
Volonté	Non voulue ou imposé
Maîtrise	Sous le contrôle d'autrui
Familiarité	Inhabituelle
Équité	Répartie de façon inégale et inéquitable
Avantages	Présentant des avantages peu clairs ou contestables
Compréhension	Mal comprise
Incertitude	Relativement inconnue ou comportant une forte incertitude
Crainte	Suscitant la crainte, l'angoisse voire la terreur
Réversibilité	Ayant des effets indésirables potentiellement irréversibles
Confiance dans les institutions	Exigeant une réponse crédible des institutions
Implication personnelle	Mettant les gens en danger personnellement et directement
Nature éthique ou morale	Éthiquement contestable ou moralement inacceptable

Une étude antérieure (Slovic, 1987) comparait la perception du risque associé à différentes activités sociales à travers une analyse des réponses obtenues auprès de différents groupes d'Américains. Ses résultats sont présentés à la figure A4.1. Sur cette figure, le « risque appréhendé » se caractérise, lorsqu'il est élevé, par la perception d'une absence de maîtrise, la peur, la possibilité d'une catastrophe, des conséquences mortelles ou une répartition inéquitable des risques et des avantages. Les armes et l'énergie nucléaires obtiennent les scores les plus élevés pour les caractéristiques qui correspondent à ce facteur. De son côté, un « risque inconnu » élevé se caractérise par le fait que les dangers sont jugés non observables, inconnus, nouveaux ou produisant des dommages à retardement. Les technologies chimiques obtiennent des scores particulièrement élevés concernant ce facteur. Plus l'on se déplace vers la droite et le haut de la figure, plus le sujet est considéré comme délicat pour le public. Tout événement survenant dans le cadre de ces activités bénéficiera d'une immense couverture médiatique.

La perception du risque par le public est fortement liée à la position qu'occupe ce danger sur l'axe des risques appréhendés. Plus le risque est redouté et plus le public exige de le voir réduit et, dans ce but, strictement réglementé. Les experts, au contraire, ne pensent pas en termes de risque appréhendé ou inconnu. Pour eux le risque se mesure en une mortalité annuelle prévue. D'où des conflits entre les spécialistes et le public qui définissent ce concept de manière différente.

D'après Slovic, l'idée que les déchets radioactifs et dangereux présentent un risque élevé s'explique de la manière suivante :

« Avec le développement rapide des technologies chimiques et nucléaires est apparue la possibilité de provoquer des événements catastrophiques qui de surcroît durent longtemps. »

Slovic souligne aussi que les mécanismes sur lesquels reposent ces technologies complexes sont mal connus et incompréhensibles pour une majorité de personnes.

Slovic a aussi observé la spécificité d'un groupe de risques (que l'on fait varier par exemple en séparant les différents risques du nucléaire selon qu'ils appartiennent à l'extraction d'uranium, à l'exploitation des centrales nucléaires, au stockage des déchets radioactifs) n'a que peu d'effet sur la perception du risque tant des différentes activités ainsi distinguées que de l'ensemble de la filière.

Figure A4.1 : Relation entre la connaissance perçue et la crainte



Source : Slovic, 1987.

A4.4 Une perspective sur la différence entre le risque perçu et le risque réel

Contexte

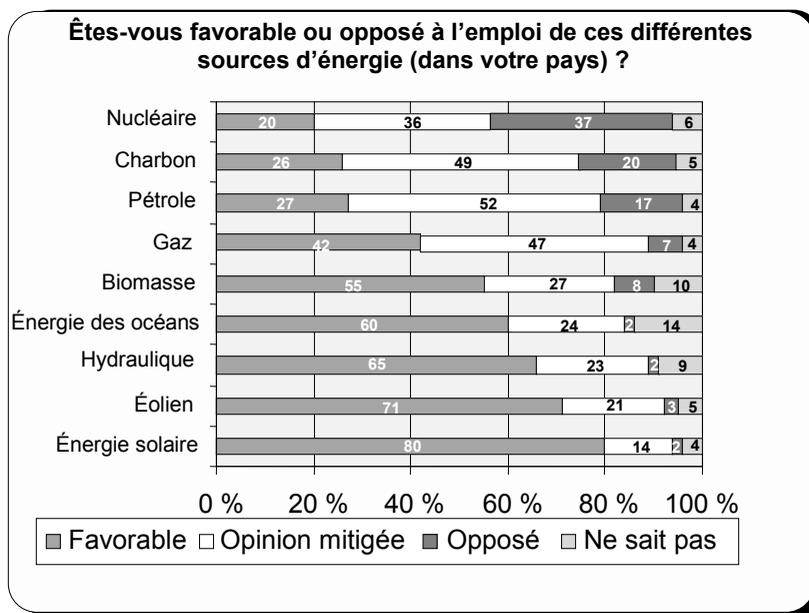
Cette section vise à donner une large perspective sur les différences entre le risque réel et la perception que le public a du risque. À cet effet, les conséquences d'accidents graves dans le secteur énergétique sont comparées avec les attitudes du public et ses perceptions du risque.

La figure A4.2 tirée d'une enquête Eurobaromètre révèle que, pour le public, le nucléaire est la plus mauvaise manière de produire de l'électricité puisque 20 % des personnes interrogées seulement y sont favorables. Les sondés sont moins hostiles à la production des centrales thermiques classiques

car ils sont 42 % à soutenir la production des centrales à gaz. Toutefois, une majorité importante – 65 % – sont partisans de la production hydroélectrique.

Les attitudes face à l'énergie nucléaire seraient, d'après les auteurs de l'étude, en partie dues à la perception du risque dans le public. Les données réunies au cours de ce sondage montrent également que la perception que l'on a de son propre niveau de connaissance et de son expérience de l'énergie nucléaire se reflète dans les points de vue sur l'énergie nucléaire. Opinion que viennent confirmer les réponses à une autre question consistant à demander si les avantages de l'énergie nucléaire compensent les risques. Or, 53 % des personnes interrogées jugent les risques du nucléaire en tant que source d'énergie supérieurs à ses avantages, contre 33 % d'avis contraires. Précisons que la question était fermée et que les personnes interrogées ne pouvaient pas choisir une réponse moins tranchée¹.

Figure A4.2 : Attitudes concernant l'exploitation des différentes sources d'énergie dans son propre pays



Il ressort des données Eurobaromètre citées ci-dessus que, pour une majorité de personnes, les risques que présente l'énergie nucléaire sont supérieurs à ses avantages et que cette énergie est le plus mauvais mode de production d'électricité.

Si on suppose que l'attitude du public vis-à-vis des sources d'énergie est liée au risque qu'il perçoit face à ces énergies, on peut globalement comparer les attitudes du public (telles que celles représentées sur la figure A4.2) aux conséquences d'une série d'accidents graves survenus dans le secteur énergétique pour se faire une idée générale de l'écart qui existe entre le risque réel et la perception du risque qu'a le public.

Il faut noter que cette comparaison vise à donner une idée générale de la façon dont le public perçoit le risque et n'a rien de spécifique à la gestion des déchets radioactifs. Pourtant, les données Eurobaromètre démontrent (voir, par exemple, la figure A4.5) que bon nombre des personnes

1. Il était demandé aux enquêtés de choisir entre deux réponses : « Les avantages de l'exploitation du nucléaire pour produire de l'énergie dépassent les risques qu'elle présente » ou « Les risques de l'exploitation du nucléaire pour produire de l'énergie sont supérieurs aux avantages. » Spontanément, 6 % des personnes interrogées ont répondu « ni l'un ni l'autre » et 8 % « je ne sais pas ».

interrogées ne font pas de différence entre les risques que présentent les centrales nucléaires et ceux des installations de stockage des déchets radioactifs. C'est pourquoi on estime que la relation entre le risque réel et le risque perçu, dans le cas des déchets radioactifs, présente des similitudes avec celle qui existe entre les risques associés à la production électronucléaire.

Analyse des données sur les accidents graves

Les accidents graves sont un des sujets les plus controversés si l'on considère la perception qu'en a le public ou les politiques énergétiques. Il y a de nombreuses manières de définir ce qu'est un accident « grave ». L'Institut Paul Scherrer (IPS) a opté pour sept critères correspondant à différentes classes de conséquences. Un accident est qualifié de grave s'il remplit un ou plusieurs de ces critères (Burgherr et Hirschberg, 2008a; Hirschberg *et al.*, 1998) :

- 5 décès au moins ; ou
- 10 blessés au moins ; ou
- 200 personnes évacuées au moins ; ou
- interdiction massive de consommer certains aliments ; ou
- libération de plus de 10 000 t d'hydrocarbures ; ou
- décontamination des sols ou de l'eau sur une superficie d'au moins 25 km² ; ou
- pertes économiques d'un montant minimum de 5 millions USD (2000)².

En général, le nombre de morts est l'indicateur le plus fiable de la gravité d'un accident parce qu'il est comptabilisé avec la plus grande rigueur administrative (Burgherr et Hirschberg, 2008b). C'est pourquoi les résultats présentés ici se fondent sur le nombre de victimes, à l'exception de deux tableaux complétant ces informations par le nombre de blessés ou de personnes évacuées. L'analyse présentée ici concerne les accidents graves survenus dans le monde entre 1970 et 2005 (Burgherr *et al.*, 2008).

La base de données de l'IPS ENSAD (*Energy-related Severe Accident Database*) contient des données réelles sur des accidents passés dus à diverses sources, dont les chaînes énergétiques fossile, hydraulique et nucléaire qui toutes présentent d'importants risques sanitaires, environnementaux ou sociopolitiques. La base ENSAD contient des données sur 8 688 accidents dans le secteur énergétique dont 2 368 ont causé au moins cinq morts (Burgherr *et al.*, 2008). Au total, cela représente 90 374 décès immédiats pour l'ensemble des filières énergétiques. (Dans les évaluations des accidents et risques en relation avec l'énergie, il est essentiel de prendre en compte l'intégralité des filières énergétiques car les accidents survenant dans les centrales sont minimes par rapport à ceux qui touchent les autres étapes de la filière.) Sur les 2 368 accidents graves ayant provoqué la mort de cinq personnes au moins, 1 588 (soit 67,1 %) se sont produits dans la filière charbon, un seul dans la filière nucléaire (Tchernobyl).

Le tableau A4.2 résume les accidents graves (au moins cinq morts) survenus dans les filières thermique classique, hydraulique et nucléaire entre 1970 et 2005. Dans les filières thermiques classiques, ce sont le charbon et le pétrole qui ont provoqué le plus grand nombre de décès immédiats. De plus, la filière énergétique qui a causé le plus grand nombre de décès immédiats est l'hydroélectricité, car la rupture du barrage de Banqiao/Shimantan en Chine en 1975 a fait à elle seule 26 000 victimes.

2. Pour tenir compte de l'inflation, on a appliqué aux valeurs en USD l'indice des prix à la consommation américain pour obtenir les valeurs pour 2000.

Les résultats des pays membres de l'OCDE et des pays non membres sont présentés séparément en raison des importantes disparités en termes de développement technologique et de sûreté, de régime réglementaire et de culture de sûreté notamment.

Tableau A4.2 : Résumé des accidents graves (ayant fait au moins 5 morts) survenus dans les filières thermique classique, hydraulique et nucléaire entre 1970 et 2005

Filière énergétique	OCDE			Non-OCDE		
	Nombre d'accidents	Nombre de morts	Nombre de morts/GWe.an	Nombre d'accidents	Nombre de morts	Nombre de morts/GWe.an
Charbon	81	2 123	0,128	144 (a)	5 360	0,597
				1 363 (b)	24 456	3,079
				818 (c)	11 302 (a)	6,279(a)
Pétrole	174	3 338	0,103	308	16,505	0,814
Gaz naturel	103	1 204	0,082	61	1 366	0,121
GPL	59	1 875	1,607	61	2 610	13,994
Hydraulique	1	14	0,003	12	30 007	8,175
				11	4 007 (d)	1,092
Nucléaire	0	0	–	1	31 (e)	0,036
Total	418	8 554		1 950	81 820	

(a) Sans la Chine.

(b) Chine 1970-2005.

(c) Chine 1994-1999. On notera que les données de 1994-1999 sont représentatives, alors que les statistiques antérieures, des premières années notamment, sont sans doute largement sous-estimées (Burgherr et Hirschberg, 2007; Hirschberg *et al.*, 2003a; Hirschberg *et al.*, 2003b).

(d) La rupture du barrage de Banqiao/Shimantan (Chine) en 1975 a fait à elle seule 26 000 victimes.

(e) Décès immédiats uniquement. S'agissant de Tchernobyl, les estimations des décès tardifs qui surviendront au cours des 70 prochaines années varient de 9 000 environ, en Ukraine, en Russie, au Bélarus, à près de 33 000 pour la totalité de l'hémisphère Nord (Hirschberg *et al.*, 1998). D'après une étude récente (Forum Tchernobyl) effectuée par de nombreuses organisations des Nations Unies (AIEA, OMS, PNUD, FAO, PNUE, ONU-OCHA et UNSCEAR) 4 000 personnes pourraient décéder des suites d'une irradiation dans les zones les plus contaminées. Il s'agit d'une estimation qui se situe nettement en deçà de la borne supérieure de l'intervalle de variation indiqué par l'IPS qui, de toute façon, ne se limitait pas aux zones les plus contaminées.

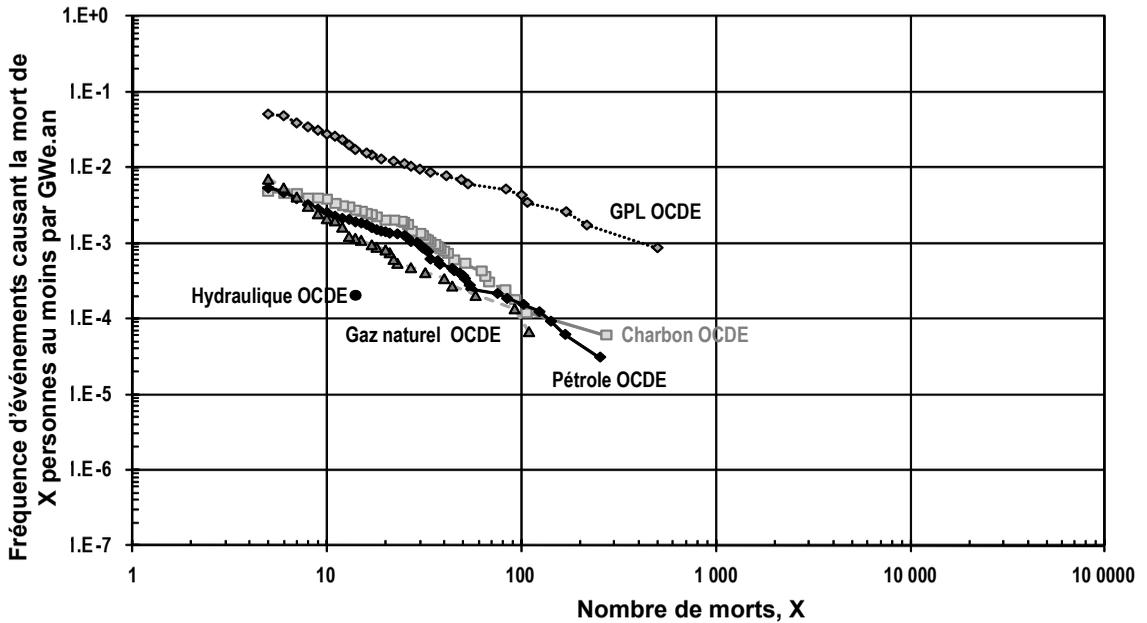
Source : Burgherr *et al.*, 2008.

Les courbes fréquence-conséquences sont un moyen courant d'exprimer les risques collectifs ou sociaux dans les études quantitatives des risques. Elles font apparaître la probabilité d'accidents ayant des conséquences de gravité variable, dont la mort. Les courbes fréquence-conséquences donnent une estimation du risque d'accident touchant un grand nombre de personnes parce qu'elles indiquent la fréquence cumulée (F) d'événements tuant un nombre N de personnes au moins, habituellement présentée sur un graphique ayant deux axes logarithmiques.

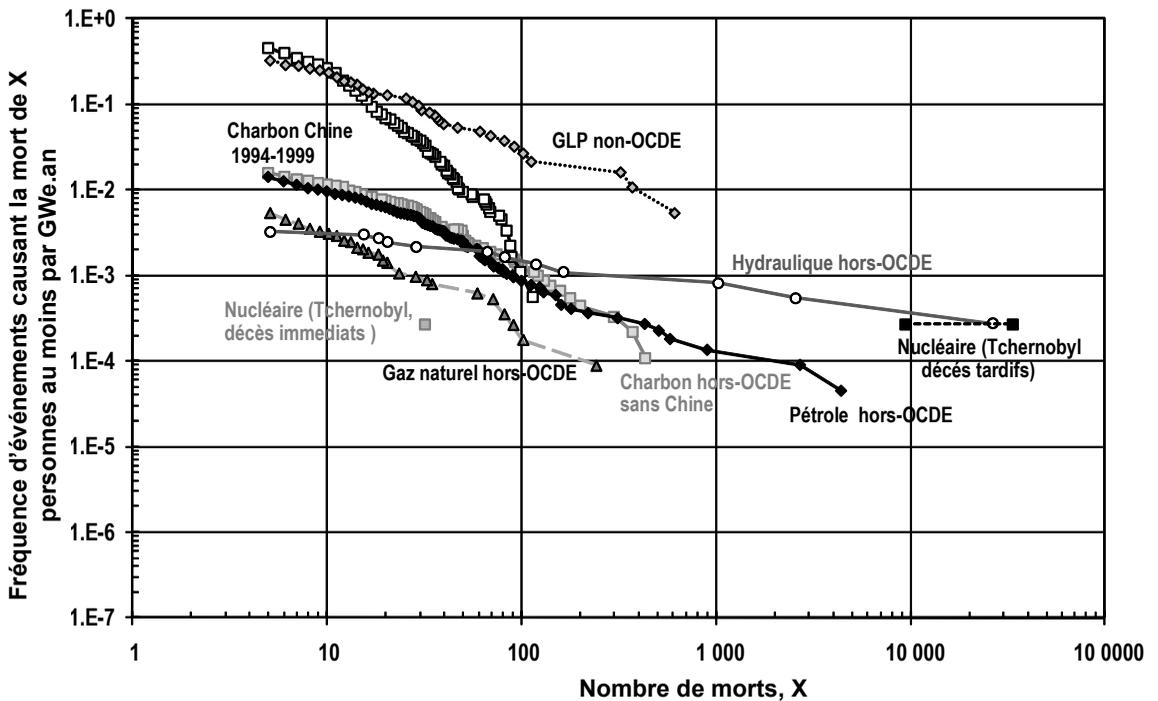
La figure A4.3 représente les courbes fréquence-conséquences des accidents graves (au moins 5 morts) survenus dans les filières énergétiques dans les pays membres de l'OCDE et les pays non membres. Dans ces deux groupes de pays, les filières fossiles ont enregistré, au cours de l'histoire, des fréquences supérieures à l'hydraulique, le gaz de pétrole liquéfié (GPL) ayant les plus mauvais résultats et le gaz naturel les meilleurs. Dans les pays de l'OCDE, on ne possède qu'une mesure sur l'hydraulique car un seul accident grave s'est produit dans cette catégorie au cours de la période analysée (Teton, États-Unis en 1976, un accident qui a provoqué la mort de 14 personnes).

Figure A4.3 : Comparaison des courbes fréquence-conséquences de filières énergétiques complètes, basées sur les accidents graves (≥ 5 morts) survenus dans le passé

A4.3a : Pays membres de l'OCDE (1970-2005)



A4.3b : Pays non membres de l'OCDE (1970-2005, excepté pour le charbon en Chine 1994-99)



Source : Burgherr *et al.*, 2008.

Dans les pays non membres de l'OCDE, l'accident de Tchernobyl a entraîné 31 décès immédiats. Les décès tardifs se situeraient, d'après les estimations, entre 9 000 et 33 000 au cours des 70 prochaines années. (Il n'est pas pertinent d'extrapoler ces statistiques aux pays membres de l'OCDE où les technologies sont plus sûres et exploitées dans le cadre de régimes réglementaires stricts. Cette remarque vaut également pour la majorité des pays non membres de l'OCDE.) Cette analyse ne couvre pas les décès tardifs dus aux accidents dans les filières énergétiques fossiles (imputables aux effets sanitaires ou au changement climatique). Malgré l'extrême gravité de l'accident de Tchernobyl, il est clair que, dans les pays non membres de l'OCDE, la probabilité et les conséquences de l'événement nucléaire le plus catastrophique sont comparables à celles de la production des centrales thermiques classiques (alors même que l'on ne tient pas compte des effets tardifs de la production des centrales thermiques classiques) et légèrement meilleures que celles obtenues pour l'hydraulique.

Résultats

Les trois tableaux qui suivent présentent les dix accidents énergétiques graves qui ont provoqué le plus grand nombre de décès immédiats, de blessés et d'évacués. Ces tableaux sont une façon de faire apparaître les conséquences des accidents liés aux différentes filières énergétiques de façon à pouvoir effectuer des comparaisons avec la perception du risque telle qu'on peut la déduire des attitudes du public vis-à-vis des différentes sources d'énergie. Toutes les données ont été fournies par l'IPS et portent sur la période 1969 à 1996 (Burgherr *et al.*, 2008).

Tableau A4.3 : Les dix accidents graves liés à l'énergie ayant causé le plus grand nombre de morts immédiates

Filière énergétique	Date	Pays	Étape de la filière (installation)	Nombre de morts	Nombre de blessés	Nombre d'évacués	Coûts (10 ⁶ USD de 2009)
Hydraulique	05.08.1975	Chine	Centrale (barrage de Banqiao/Shimatan)	26 000	–	–	–
Pétrole	20.12.1987	Philippines	transport à destination d'une raffinerie (collision d'un pétrolier avec un ferry)	4 386	26	–	–
Pétrole	01.11.1982	Afghanistan	Distribution régionale (collision d'un camion-citerne avec un autre véhicule)	2 700	400	–	–
Hydraulique	11.08.1979	Inde	Centrale (barrage de Macchu 2)	2 500	–	150 000	1 563
Hydraulique	18.09.1980	Inde	Centrale (barrage d'Hirakud)	1 000	–	–	–
Pétrole	18.10.1998	Nigéria	Distribution régionale (explosion d'un oléoduc)	900	100	–	–
GPL	04.06.1989	Russie	Transport longue distance (explosion d'une conduite de GPL)	600	755	–	–
Pétrole	02.11.1994	Égypte	Distribution régionale (déraillement d'un train, inflammation de kérosène)	580	–	20 000	202
Pétrole	25.02.1984	Brésil	Distribution régionale (explosion et incendie dans un gazoduc)	508	150	2 500	–
GPL	19.11.1984	Mexique	Distribution régionale	498	7 231	250 000	4

Source : Burgherr *et al.*, 2008.

Tableau A4.4 : Les dix accidents graves liés à l'énergie ayant causé le plus grand nombre de blessés

Filière énergétique	Date	Pays	Étape de la filière (installation)	Nombre de morts	Nombre de blessés	Nombre d'évacués	Coûts (10 ⁶ USD de 2009)
Gaz naturel	23.10.2003	Chine	Extraction (explosion d'un puits de gaz naturel)	243	10 175	61 000	105
GPL	19.11.1984	Mexique	Distribution régionale (explosion et incendie dans un terminal de GPL)	498	7 231	250 000	4
Pétrole	17.01.1980	Nigéria	Extraction (explosion du puits n°5 de Funiwa)	180	3 000	–	–
Pétrole	22.04.1992	Mexique	Distribution régionale (fuite d'un oléoduc)	252	1 600	5 000	457
Pétrole	04.10.1988	Russie	Distribution régionale (explosion de combustible après collision ferroviaire)	5	1 020	–	–
GPL	19.12.1982	Venezuela	Centrale (incendie d'un réservoir de stockage)	160	1 000	40 000	115
Hydraulique	05.06.1976	États-Unis	Distribution régionale (barrage de Teton)	14	800	35 000	3 759
GPL	01.07.1972	Mexique	Distribution régionale (explosion et incendie de wagons-citernes)	8	800	300	7
GPL	04.06.1989	Russie	Transport longue distance (explosion d'une conduite de GPL)	600	755	–	–
Pétrole	25.03.1999	États-Unis	Raffinerie (incendie et explosion)	0	603	–	317

Source : Burgherr *et al.*, 2008.

Tableau A4.5 : Les dix accidents graves liés à l'énergie ayant causé le plus grand nombre d'évacuations

Filière énergétique	Date	Pays	Étape de la filière (installation)	Nombre de morts	Nombre de blessés	Nombre d'évacués	Coûts (10 ⁶ USD de 2009)
GPL	19.11.1984	Mexique	Distribution régionale (explosion et incendie dans un terminal de GPL)	498	7 231	250 000	4
GPL	11.11.1979	Canada	Distribution régionale (série d'explosions après le déraillement de wagons-citernes de GPL)	0	8	250 000	29
Nucléaire	28.03.1979	États-Unis	Centrale (<i>Three Mile Island</i>)	0	0	200 000	7 394
GPL	14.09.1997	Inde	Raffinerie (libération de GPL suivie d'une explosion et d'un incendie)	60	39	150 000	20
Hydraulique	11.08.1979	Inde	Centrale (barrage de Macchu 2)	2 500	–	150 000	1 563
Nucléaire	26.04.1986	Ukraine	Centrale (Tchernobyl)	31	370	135 000	462 125
Pétrole	25.05.1988	Mexique	Distribution régionale (explosion et incendie dans un stockage)	0	70	100 000	–
Gaz naturel	23.12.2003	Chine	Extraction (explosion d'un puits de gaz naturel)	243	10 175	61 000	105
Pétrole	26.02.1998	États-Unis	Distribution régionale (incendie d'un camion citerne)	1	–	60 000	2
Pétrole	19.12.1982	Venezuela	Centrale (incendie de réservoir de stockage)	160	1 000	40 000	115

Source : Burgherr *et al.*, 2008.

L'énergie nucléaire ne figure dans la liste des dix premiers que pour le nombre des évacués après les accidents de *Three Mile Island*, aux États-Unis, et de Tchernobyl, en Ukraine, qui ont fait respectivement 0 et 31 victimes immédiates. Bien qu'élevé, le nombre d'évacués lors de ces accidents est inférieur à celui des évacués lors des accidents survenus au cours de la distribution régionale de GPL au Mexique et au Canada.

La comparaison de ces données sur les conséquences des accidents avec la perception du risque qu'a le public révèle qu'il n'existe pas nécessairement de corrélation entre les conséquences des accidents graves et la perception ou l'acceptation du risque par le public.

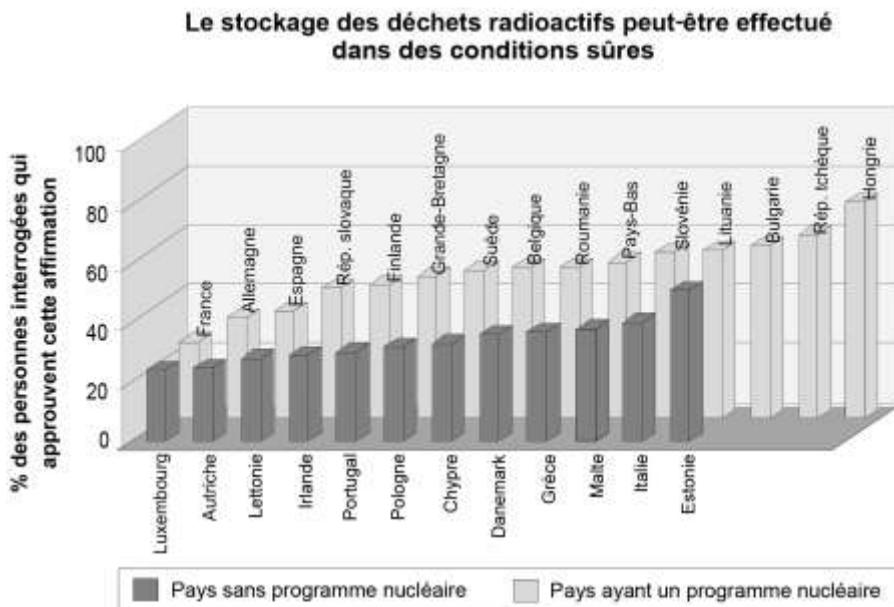
A4.5 Opinion du public sur l'énergie nucléaire et les déchets radioactifs

Pour bien des gens, l'énergie nucléaire est une technologie complexe d'accès difficile. Nombreux sont aussi ceux qui pensent, à tort, que les centrales nucléaires peuvent exploser comme des armes nucléaires. Qui plus est, comme noté ci-dessus, nombreux sont ceux qui ne font pas la différence entre les risques que présentent les centrales nucléaires et ceux des stockages de déchets radioactifs.

Un sondage Eurobaromètre³ (CE, 2007) révèle qu'une bonne partie des Européens voit dans les déchets radioactifs une raison importante de s'opposer à l'énergie nucléaire. Pour ce sondage, le travail sur le terrain s'est déroulé en 2005.

En premier lieu, il faut reconnaître que, d'après ce sondage, une majorité d'Européens (59 %) est convaincue que l'on peut exploiter en toute sécurité les centrales nucléaires contre 31 % d'avis contraires. Les personnes interrogées attribuent les principaux risques liés au nucléaire au stockage des déchets radioactifs. Seulement 39 % d'entre eux sont d'avis que cette opération peut être effectuée en toute sécurité.

Figure A4.4 : Points de vue des Européens sur le stockage des déchets radioactifs



Les données recueillies lors de ce sondage Eurobaromètre fournissent quelques indications sur les changements d'attitude auxquels on pourrait assister si le problème des déchets radioactifs était résolu.

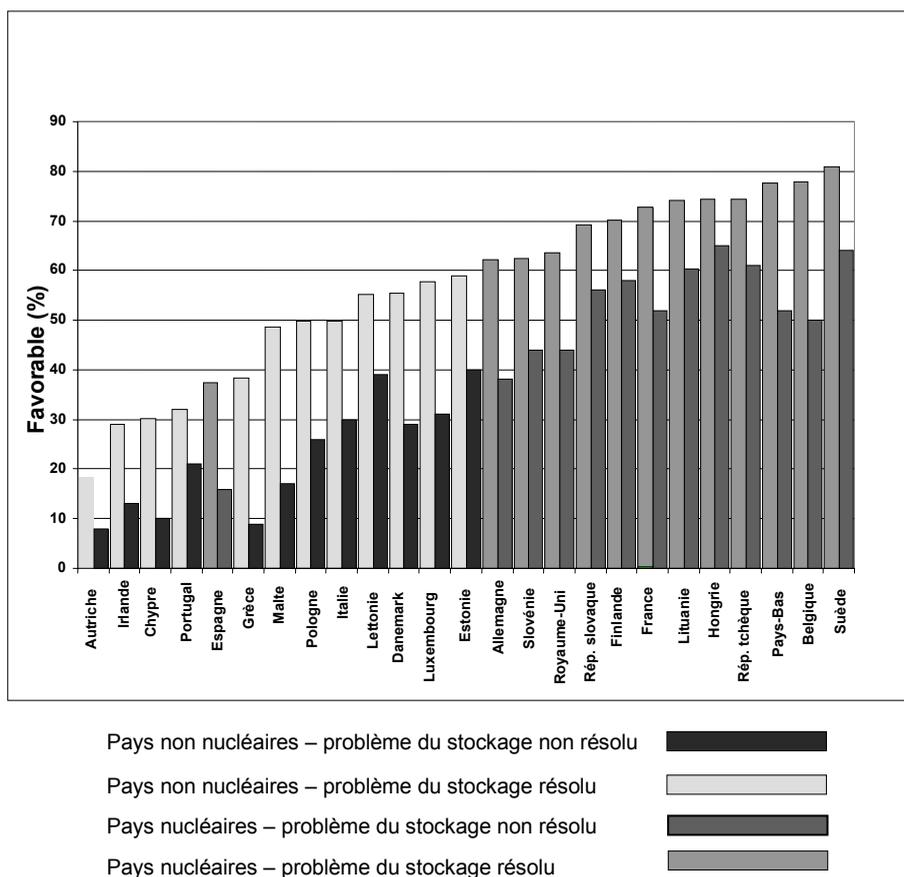
3. Depuis que ce rapport a été rédigé, un nouveau sondage Eurobaromètre a été effectué. Il peut être consulté à l'adresse http://ec.europa.eu/public_opinion/archives/ebs/ebs_297_en.pdf. Il apparaît que pendant les trois années consacrées à la collecte des données, l'opinion est devenue plus favorable globalement à l'énergie nucléaire. Pourtant les messages tirés du sondage réalisé en 2005 restent valables.

Il était tout d'abord demandé : « Êtes-vous tout à fait favorable, favorable, assez opposé ou totalement opposé à la production d'énergie dans des centrales nucléaires ? ». Les réponses ont donné 55 % de personnes opposées au nucléaire contre 37 % pour. Puis, il a été demandé aux adversaires de l'énergie nucléaire dans quelle mesure ils changeraient d'avis si le problème des déchets radioactifs était résolu.

Les réponses à cette question montrent que 38 % des adversaires de l'énergie nucléaire changeraient d'avis si la question des déchets radioactifs était résolue. Un peu plus de la moitié (57 %) des personnes hostiles au nucléaire persisteraient néanmoins dans leur opinion si la question des déchets trouvait une solution⁴.

C'est cette possibilité qui est représentée à la figure A4.5 en fonction de l'existence dans le pays d'un programme nucléaire ou non. On peut constater que les citoyens de 16 des 25 pays qui composaient à l'époque l'Union européenne seraient favorables au nucléaire si le problème des déchets était résolu et que, s'il ne l'était pas, les ressortissants de 8 pays seulement défendraient le nucléaire. La position quelque peu atypique de l'opinion publique espagnole ressort bien de cette figure.

Figure A4.5 : Changement d'attitude des Européens au cas où le problème des déchets radioactifs serait résolu



4. Le sondage le plus récent évoqué ci-dessus (2008) enregistre une progression des opinions favorables au nucléaire, passées de 37 à 44 %. Parmi les adversaires du nucléaire, 39 % changeraient d'avis si l'on trouvait une solution au problème des déchets nucléaires, 48 % resteraient sur leur position, et 8 % sont convaincus qu'il n'y a pas de solution sûre pour stocker ces déchets. Par conséquent, la répartition 38/57 donnée par le précédent sondage reste pour ainsi dire inchangée.

Les réponses à certaines questions du sondage Eurobaromètre fournissent de nouvelles indications sur l'inquiétude que suscite le stockage des déchets radioactifs :

- 92 % des personnes interrogées sont d'avis qu'il faudrait trouver une solution au problème des déchets de haute activité dès aujourd'hui sans laisser aux générations futures le soin de la rechercher.
- 81 % des personnes interrogées pensent qu'il est politiquement impopulaire de prendre des décisions relatives à la gestion des déchets dangereux.
- 79 % des répondants assimilent le retard pris dans les décisions concernant le stockage des déchets de haute activité dans la plupart des pays à un aveu de l'impossibilité de trouver un moyen sûr de le faire.

En juin 2007, un sondage du ministère de l'Industrie français posait la question suivante : « Quels sont les deux principaux inconvénients de l'énergie nucléaire ? ». Trente-sept pour cent des personnes interrogées ont répondu qu'il s'agissait de la production et du stockage des déchets radioactifs. Par ailleurs, selon un sondage d'opinion effectué tous les ans auprès de jeunes Slovènes (NSS, 2007), entre 35 et 37 % des personnes interrogées considèrent que le stockage du combustible usé est le principal inconvénient de l'énergie nucléaire, soit un pourcentage plus élevé que celui des personnes qui considèrent qu'il s'agit du risque d'accident grave.

La question des déchets radioactifs préoccupe également beaucoup les Canadiens (NRC, 2007). Une grande majorité d'entre eux (82 %) estiment qu'il ne faut pas construire des centrales nucléaires tant qu'on n'aura pas résolu le problème des déchets radioactifs.

Il apparaît, par conséquent, que l'énergie nucléaire recueillerait beaucoup plus de suffrages si la question des déchets radioactifs était résolue.

Les résultats de ces divers sondages d'opinion révèlent que l'avenir de l'énergie nucléaire repose sur la gestion des déchets radioactifs, et notamment sur leur stockage dans des conditions qui puissent être acceptées par le public. À l'heure actuelle, le risque que présente la gestion des déchets radioactifs est perçu comme élevé, mais si le public peut constater qu'il est possible de stocker ces déchets en toute sécurité, il y a tout lieu de penser (sans que ce soit une certitude) que le risque perçu s'atténuera un jour, comme l'a démontré l'étude relative aux installations de gestion des déchets dangereux décrite à la section suivante. La résolution du problème des déchets dans un pays pourrait donc avoir des répercussions positives sur la façon dont les populations des autres pays perçoivent le stockage des déchets radioactifs.

A4.6 Opinion du public concernant les déchets dangereux

D'après les sondages dont ont été tirées les informations présentées à la figure A4.1, l'attitude du public vis-à-vis du stockage des déchets dangereux est proche, bien que moins extrême, de celle que lui inspire le stockage des déchets radioactifs.

Les dépôts de déchets sont un point de focalisation des préoccupations environnementales et à l'origine d'une virulente opposition du public. Une cause possible de ce fait pourrait être que le public est devenu plus méfiant à l'égard des pouvoirs publics et de l'industrie, un changement d'attitude décrit par Laird comme une perte de respect (Laird, 1989). Il n'est plus évident aujourd'hui que le public juge que ces instances possèdent la légitimité nécessaire pour prendre elles-mêmes des décisions. En outre, les populations sont désormais conscientes qu'elles ont la possibilité

d'interrompre la construction d'installations ou d'en arrêter d'autres en s'associant à des collectivités et à des organisations écologiques nationales. Il n'est donc pas surprenant que l'on mette aujourd'hui en service moins d'installations de gestion de déchets dangereux (traitement, stockage et incinération) qu'au cours des 15 dernières années.

Donner le pouvoir au public dans les décisions concernant la gestion des risques présente des défis d'importance s'il s'agit de choisir le site d'installations de gestion des déchets, en grande partie parce que le mode de communication change du discours didactique unidirectionnel à un échange au cours duquel la forme du projet peut varier en fonction des valeurs du public. Ceux qui sont à la recherche d'un site pour une installation doivent être informés des conceptions et des perceptions du public sur la technologie et la crédibilité des institutions, des motivations des différentes parties intéressées, de la raison de leur présence aux débats sur le choix du site, et des incertitudes qui persistent quant à l'efficacité des différents modes de participation (Kasperson, 1986).

Maria Luisa Lima (Lima, 2004) a analysé les effets de la perception du risque sur le moral de personnes vivant à proximité d'un incinérateur. Elle a procédé pour ce faire à deux séries de quatre enquêtes avant et après la mise en service d'un incinérateur de déchets dangereux au Portugal. Son étude consistait à évaluer les symptômes psychologiques (angoisse, dépression et stress), la perception du risque et, en général, l'attitude envers l'incinérateur. En voici quelques résultats :

- Dans les premiers temps, les personnes vivant le plus près du site, qui étaient également les moins favorables à la mise en place de l'installation, percevaient un risque plus élevé, ce qui avait pour effet d'accentuer leur angoisse, leur dépression et leur stress.
- Ensuite il y a eu un phénomène d'adaptation pour les personnes vivant à proximité de l'incinérateur en service. Après quelque temps, elles se sont révélées moins hostiles à l'installation et leur perception du risque s'est atténuée.

Dans les années 90, l'opposition de groupes organisés de citoyens aux installations de déchets dangereux et nucléaires a été abondamment étudiée (Alley *et al.* 1995 ; Aronoff et Gunter, 1994 ; Brown et Masterson-Allen, 1994 ; Fitchen, 1991 ; Murdock *et al.*, 1983). En 1997, Solheim *et al.* se sont efforcés d'identifier la nature des inquiétudes du public du fait non seulement de l'installation d'une décharge de déchets dangereux mais aussi des mécanismes par lesquels sont pris ces types de décisions. Leur étude a fait clairement apparaître que l'exclusion du public du processus risque d'engendrer chez lui une réaction négative à l'installation proposée.

A4.7 Démarche participative

Au milieu des années 90, le public manifestait de plus en plus sa volonté d'être plus directement consulté sur des décisions technologiques, en général. Cette attitude constituait bien entendu une remise en cause de la façon dont ces décisions avaient été traditionnellement adoptées. Dans les démocraties libérales, on pensait que les gouvernements élus dans les règles avaient pour mission de prendre ces décisions et de déléguer leur pouvoir à un ensemble d'organismes spécialisés chargés de contrôler la mise en œuvre et l'exploitation de ces technologies. Consulter les intéressés faisait toujours partie intégrante de ce processus mais, en raison de la complexité des sujets en question, il paraissait naturel que bon nombre d'entre eux restent le domaine réservé des spécialistes des diverses disciplines. C'est pourquoi, pour une forte proportion de décideurs traditionnels dans les années 90, l'idée qu'un éventail varié de parties prenantes, dont certaines sans aucune compétence dans le domaine en question, puissent être associées aux décisions soulevait des questions apparemment difficiles.

En 2000, l'AEN a constitué le Forum sur la confiance des parties prenantes (FSC) afin de faciliter les échanges d'expérience concernant la dimension sociale de la gestion des déchets radioactifs (voir le site web www.nea.fr/html/rwm/fsc.html). Ce forum permet d'explorer les moyens d'entretenir un dialogue efficace avec le public qui puisse inciter ce dernier à avoir davantage confiance dans les processus de décision. Le FSC organise des séries de réunions et d'ateliers dans un contexte national qui sont consacrés à la participation de la société civile à la gestion des déchets radioactifs dans le pays où se tient la réunion. De tels ateliers ont eu lieu en 2001 en Finlande, en 2002 au Canada, en 2003 en Belgique, en 2004 en Allemagne, en 2005 en Espagne et en 2006 en Hongrie.

Des discussions au sein de l'AEN il ressort clairement que l'époque où les échanges entre les établissements spécialisés dans la gestion des déchets et la société se limitaient à des mécanismes rigides est révolue. Aujourd'hui, les relations entre les différents intervenants aux niveaux national, régional et tout particulièrement local se complexifient. Les grands projets industriels sont fortement tributaires de leur site d'implantation et d'autres considérations locales, et l'on voit émerger une conception plus réaliste de la décision. À l'évidence, la démarche participative permet d'atteindre plusieurs objectifs, à savoir :

- la prise en compte dans les décisions des valeurs du public ;
- l'amélioration de la qualité intrinsèque des décisions ;
- un arbitrage entre intérêts contradictoires ;
- l'établissement de la confiance dans les institutions ;
- l'éducation et l'information du public.

Ces résultats concordent avec des travaux récents effectués dans ce domaine, notamment à l'OCDE (programme sur la gestion publique) (Vergez, 2003) ainsi qu'à la Commission européenne (RISKG0V, 2004 ; TRUSTNET, 2004 ; Atherton, 2003).

Il est vital d'associer le public à la décision car ce dernier compte en son sein des individus qui devront en subir pendant des décennies les conséquences. De plus, le public risque de mettre le doigt sur des facteurs et des sujets – notamment des aspects sociopolitiques – que les décideurs n'ont pas nécessairement pris en compte. Slovic (1987) a observé que :

« Les attitudes et perceptions du public reposent sur du vrai comme du faux. Le profane ignore parfois certaines informations sur les dangers, mais sa conceptualisation fondamentale du risque est beaucoup plus riche que celle du spécialiste et traduit des préoccupations légitimes que l'étude de risque effectuée par le spécialiste laisse normalement de côté. Il s'ensuit que tout effort de gestion et de communication sur le risque est voué à l'échec s'il n'est pas prévu d'aller-retour. Chaque partie, le spécialiste et le public, peut valablement contribuer à faire avancer le dossier. Chaque partie doit respecter les perceptions et la compréhension de l'autre. »

La Convention d'Aarhus de 1998 sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement souligne également cet aspect. Elle reconnaît que :

« Dans le domaine de l'environnement, un meilleur accès à l'information et la participation accrue du public au processus décisionnel permettent de prendre de meilleures décisions et de les appliquer plus efficacement, contribuent à sensibiliser le public aux problèmes environnementaux, lui donnent la possibilité d'exprimer ses préoccupations et aident les autorités publiques à tenir dûment compte de celles-ci. »

A4.8 Perception du risque : conclusions

Quelles que soient les activités qu'entreprend la société, le risque et la façon dont il est perçu sont des considérations essentielles que doivent prendre en compte les gouvernements mais aussi l'industrie et les consommateurs. La société n'accepte pas un risque au vu d'une évaluation scientifique mais en fonction de la perception qu'elle a de ce risque et des avantages de l'activité en question. Le public assimile la gestion des déchets radioactifs et des déchets dangereux à des activités à haut risque comparées à bien d'autres activités. Comme le montre la figure A4.1, des deux types de déchets, ce sont les déchets radioactifs qui sont jugés présenter le plus fort risque.

Cette annexe a montré que le public ne perçoit pas le risque de la même manière que les spécialistes du domaine pour qui il est synonyme d'une mortalité annuelle prévue. Il n'est pas question toutefois ici de juger de l'appréciation du public ni même de celle des spécialistes. Le rapport se contente d'observer que ces conceptions des risques diffèrent. Dans les calculs techniques, le risque est évalué de manière objective, notamment lorsqu'il s'agit de comparer des détriments potentiels pour l'environnement. Pourtant, cette définition ne donne pas une idée du niveau de risque que les personnes concernées pourraient ressentir et que l'on nomme « risque perçu ». Le risque perçu est, par essence, subjectif, et dépend à la fois du risque réel et de plusieurs facteurs de perception individuels et sociaux dont le fait que le risque est volontairement assumé ou, au contraire, imposé, que l'individu croit pouvoir le maîtriser ou que la maîtrise appartient à autrui. La perception du risque sera d'autant plus mauvaise que ce dernier est jugé nouveau, mal compris ou relativement inconnu. C'est pourquoi consulter et faire participer le public semblent être le meilleur moyen d'obtenir son adhésion lorsque l'on cherche un site où implanter un stockage de déchets radioactifs.

Dans les industries énergétiques, la perception que le public a du risque paraît insensible aux conséquences réelles ou estimées des accidents graves. S'agissant des conséquences d'accidents graves, si l'on compare le nombre de décès immédiats, de blessés et d'évacués, le nucléaire ne figure parmi les dix premiers que par le nombre de personnes évacuées lors des accidents de *Three Mile Island* et Tchernobyl.

Nombreux sont les Européens qui voient dans le stockage des déchets radioactifs une raison importante de refuser l'énergie nucléaire. Souvent, ils ne font pas de différence entre les risques propres aux centrales et ceux des stockages de déchets radioactifs. Une grande majorité d'entre eux (79 %) est d'ailleurs convaincue que les atermoiements de la plupart des pays qui doivent prendre des décisions concernant le stockage des déchets de haute activité prouvent qu'il n'existe pas de moyen sûr d'y parvenir. L'énergie nucléaire serait bien mieux acceptée si la question des déchets radioactifs était résolue.

L'adhésion du public joue un rôle croissant dans la procédure d'implantation d'un nouveau stockage des déchets. Elle dépend pour beaucoup du danger que le public perçoit pour lui-même ou pour son environnement. Sa perception du risque est intuitive. Un processus de décision et de consultation par étapes s'est imposé comme l'approche privilégiée pour développer des stockages profonds de déchets radioactifs. Outre le fait que cette démarche permet de tirer parti de la poursuite des recherches et des progrès des connaissances, elle est l'occasion de susciter la confiance générale de la société dans le concept et d'établir des relations constructives avec les régions les plus touchées.

RÉFÉRENCES

- AEN site Web du Forum sur la confiance des parties prenantes : www.nea.fr/html/rwm/fsc.html.
- Alley, K., C. Faupel et C. Bailey (1995), “The Historical Transformation of a Grassroots Environmental Group”, *Human Organization*, 54(4), 41 0-416.
- Aronoff, M. et V. Gunter (1994), “A Pound of Cure: Facilitating Participatory Processes in Technological Hazard Disputes”, *Society and Natural Resources*, 7(3), pp. 235-252.
- Atherton, E. (2003), “Evaluation Criteria for Dialogue Processes: Key Findings from RISCUM II”, Actes de la session consacrée à *Stakeholder Involvement Tools: Criteria for Choice and Evaluation*, NEA/RWM/FSC(2003)10, OCDE, Paris, France.
- Brown, P. et S. Masterson-Allen (1994), “The Toxic Waste Movement: A New Type of Activism”, *Society and Natural Resources*, 7(3), pp. 269-287.
- Burgherr, P. et S. Hirschberg (2007), “Assessment of Severe Accident Risks in the Chinese Coal Chain”, *International Journal of Risk Assessment and Management*, 7(8), pp. 1157-1175.
- Burgherr, P. et S. Hirschberg (2008a), “A Comparative Analysis of Accident Risks in Fossil, Hydro and Nuclear Energy Chains”, *Human and Ecological Risk Assessment*, 14(5), pp. 947-973.
- Burgherr, P. et S. Hirschberg (2008b), “Severe Accident Risks in Fossil Energy Chains: A Comparative Analysis”, *Energy*, 33(4), pp. 538-553.
- Burgherr, P., S. Hirschberg et E. Cazzoli (2008), *Final Report on Quantification of Risk Indicators for Sustainability Assessment of Future Electricity Supply Options*, NEEDS Deliverable No. D7.1-Research Stream 2b. NEEDS project New Energy Externalities Developments for Sustainability, Bruxelles, Belgique.
- CE (2007), *Special Eurobarometer, Energy Technologies: Knowledge, Perception, Measures*, Communauté européenne, Bruxelles, Belgique.
- Fitchen, J. (1991), *Endangered Spaces, Enduring Places: Change, Identity, and Survival in Rural America*, Boulder, CO: Westview Press.
- Forum Tchernobyl (AIEA, OMS, PNUD, FAO, PNUE, OCHA, UNSCEAR, Groupe de la Banque mondiale, gouvernement du Bélarus, Fédération de Russie et Ukraine) (2005), “Chernobyl’s Legacy: Health, Environmental and Socio-economic Impacts and Recommendations to the Governments of Belarus, the Russian Federation and Ukraine”, *The Chernobyl Forum: 2003 – 2005*. Second revised version, AIEA, Vienne, Autriche, www.iaea.org/Publications/Booklets/Chernobyl/chernobyl.pdf.
- Globescan (2005), “Global Public Opinion on Nuclear Issues and the IAEA. Final Report from 18 Countries”, octobre, AIEA, Vienne, Autriche.

- Hirschberg, S., P. Burgherr, G. Spiekerman, E. Cazzoli, J. Vitazek et L. Cheng (2003a), "Assessment of Severe Accident Risks", *Integrated Assessment of Sustainable Energy Systems in China. The China Technology Program – A Framework for Decision Support in the Electric Sector of Shandong Province*, Alliance for Global Sustainability Series Vol. 4, E. Eliasson et Y.Y. Lee Ed., pp. 587-600, Kluwer Academic Publisher, Amsterdam, Pays-Bas.
- Hirschberg, S., P. Burgherr, G. Spiekerman, E. Cazzoli, J. Vitazek et L. Cheng (2003b), "Comparative Assessment of Severe Accidents in the Chinese Energy Sector", PSI Report No. 03-04, Paul Scherrer Institute, Villigen PSI, Suisse.
- Hirschberg, S., G. Spiekerman et R. Dones (1998), *Severe Accidents in the Energy Sector*, First edition, PSI Report No. 98-16, Paul Scherrer Institute, Villigen PSI, Suisse.
- Kasperson, Roger E. (1986), "Six Propositions on Public Participation and Their Relevance for Risk Communication", 6, *Risk Anal.* 275.
- Laird, F.N. (1989), "The Decline of Deference: The Political Context of Risk Communication", 9, *Risk Anal.* 543.
- Lima, M. L. (2004), On the Influence of Risk Perception on Mental Health: Living Near an Incinerator, *Journal of Environmental Psychology*, Vol. 24, numéro 1, mars 2004, pp. 71-84.
- Murdock, S., F. Leistriz et R. Hamm (dir. pub.) (1983), *Nuclear Waste: Socioeconomic Dimensions of Long-term Storage*, Boulder, CO: Westview Press.
- NRC (2007), *Omnibus Questions on Nuclear Energy*, POR 395-06/23483-070366/001/CY, 2 avril, Ottawa, Canada.
- NSS (2007), "Proceedings of the International Conference Nuclear Energy for New Europe", Portorož, Slovénie, 10-13 septembre 2007, www.djs.si/port2007/program.htm.
- OMS (2002), *Rapport sur la santé dans le monde 2002 – Réduire les risques et promouvoir une vie saine*, Organisation Mondiale de la Santé, Genève, Suisse, www.who.int/whr/2002/fr/index.html.
- Rayner et Cantor, (1987), "How Fair is Safe Enough? The Cultural Approach to Societal Technology Choice", *Risk Anal.* 7, 3-9.
- RISKGOV (2004), www.riskgov.com/.
- Sandman, P., B.A. Princeton University (1991), "Risk = Hazard + Outrage: A Formula for Effective Risk Communication", *American Industrial Hygiene Association*, Akron, Ohio, et *American Industrial Hygiene Association* (1993), "Responding to Community Outrage: Strategies for Effective Risk Communication", Fairfax, Va.
- Short Jr. (1984), "The Social Fabric of Risk: Towards the Social Transformation of Risk Analysis", *Am. Sociol. Rev.*, 49(Dec.), pp. 711-725.
- Slovic, P. (1987), "Perception of Risk", *Science*, Vol. 236, pp. 280-285.

Solheim, C. A., C. E. Faupel et C. Bailey (1997), "Solid Waste Management and the Need for Effective Public Participation", *Southern Rural Sociology*, Vol. 13, No. 1, www.ag.auburn.edu/auxiliary/srsa/pages/Articles/SRS%201997%2013%2065-88.pdf.

TRUSTNET (2004), www.trustnetinaction.com.

Vergez, C. (2003), "Evaluating Public Participation Exercises; PUMA Findings", Proceedings of the Topical Session on Stakeholder Involvement Tools: Criteria for Choice and Evaluation [NEA/RWM/FSC(2003)10], www.nea.fr/html/rwm/fsc.html.

Annexe 5

LISTE DES PARTICIPANTS

ALLEMAGNE

Joachim WUTTKE Agence fédérale de l'environnement

BELGIQUE

Guy COLLARD, coprésident SCK•CEN

ESPAGNE

Mariano MOLINA MARTÍN
coprésident ENRESA

ÉTATS-UNIS

Alton HARRIS Département de l'énergie

FÉDÉRATION DE RUSSIE

Anna TALITSKAYA Centre scientifique et de l'ingénierie de la sûreté nucléaire

HONGRIE

Zsuzsanna HAUSZMANN ETV-Erőterv Zrt.
Szabolcs HORVÁTH Ministère de l'Environnement et de l'Eau
Péter ORMAI RHK-Kht (PURAM)

ITALIE

Francesco TROIANI ENEA

JAPON

Shigenobu HIRUSAWA Institute of Applied Energy
Shinji KAWATSUMA Japan Atomic Energy Agency

RÉPUBLIQUE DE CORÉE

Jongwon CHOI KAERI
Jei-Won YEON KAERI

RÉPUBLIQUE TCHÈQUE

Antonin VOKAL Ústav jaderného výzkumu

SUÈDE

Sten BJURSTRÖM Ministère de l'Environnement de Suède

SUISSE

Matthias BRENNWALD

NAGRA

AIEA

Jean-Marie POTIER

Division du cycle du combustible nucléaire et de la technologie des déchets

OCDE/Dir. de l'environnement

Henrik HARJULA

Division Environnement, Santé et Sécurité

OCDE/AEN

Torsten ENG

Division du développement de l'énergie nucléaire

George BROWNLESS

Division de la protection radiologique et de la gestion des déchets radioactifs

Elizabeth FORINASH

Division de la protection radiologique et de la gestion des déchets radioactifs

Annexe 6

ACRONYMES

ABWR	réacteur à eau bouillante avancé
ADN	acide désoxyribonucléique
AEC	<i>Atomic Energy Commission</i> (États-Unis)
AEN	Agence pour l'énergie nucléaire
AGR	réacteur à gaz avancé
AIE	Agence internationale de l'énergie
AIEA	Agence internationale de l'énergie atomique
ALARA	aussi bas que raisonnablement possible
ALARP	aussi bas que raisonnablement praticable
BDAT	<i>best demonstrated available technologies</i> (meilleures technologies disponibles démontrées)
CCG	centrale à cycle combiné à gaz
CE	Commission européenne
CSC	captage et stockage du carbone
DPUI	dose par unité d'incorporation ou mesurée en Sv/Bq
DSF	résidus de désulfuration des fumées
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i> (États-Unis)
EPS	étude probabiliste de sûreté
ETS	système européen d'échange de quotas d'émissions
FA	déchets de faible activité
FEP	<i>features, events and processes</i> (caractéristiques, événements et processus)
FMA	déchets de faible et moyenne activité
FSC	Forum sur la confiance des parties-prenantes
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GPL	gaz de pétrole liquéfié
HA	déchets de haute activité
HAP	hydrocarbure aromatique polycyclique
INPRO	Projet international de l'AIEA sur les réacteurs nucléaires et les cycles du combustible innovants
IPS	Institut Paul Scherrer
LDR	<i>Land Disposal Restrictions</i> (loi américaine)

LDU	<i>land disposal units</i> (loi américaine)
MA	déchets de moyenne activité
MDP	mécanisme de développement propre
ML	métal lourd
MTD	meilleures technologies disponibles
NAS/NRD	<i>National Academy of Sciences/National Research Council</i> (États-Unis)
NDC	Comité chargé des études techniques et économiques sur le développement de l'énergie nucléaire et le cycle du combustible
NEWMD	<i>Net Enabled Waste Management Database</i> (base de données Internet sur la gestion des déchets)
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
ONG	organisation non gouvernementale
PCB	polychlorobiphényles
PCI	pouvoir calorifique inférieur
PCS	pouvoir calorifique supérieur
PNUD	Programme des Nations Unies pour le développement
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
POP	polluants organiques persistants
RBMK	filière russe de réacteur à modérateur graphite et réfrigérant eau ordinaire
RCG	réacteur à caloporteur gaz
RCRA	<i>Resource Conservation and Recovery Act</i> (loi américaine)
R-D	recherche et développement
REB	réacteur à eau bouillante
REO	réacteur à eau ordinaire
RELP	réacteur à eau lourde sous pression (CANDU)
REP	réacteur à eau sous pression
RNR	Comité de la gestion des déchets radioactifs
TFA	déchets de très faible activité
UE	Union européenne
UNIPEDÉ	désormais EURELECTRIC
URL	laboratoire souterrain de recherche
USDOE	<i>United States Department of Energy</i>
VC	déchets à vie courte
VL	déchets à vie longue
VVER	REP de conception russe
WIPP	<i>Waste Isolation Pilot Plant</i>
ZEP	<i>Zero Emission Fossil Fuel Power Plants</i> (programme européen)

ÉDITIONS OCDE, 2 rue André-Pascal, 75775 PARIS CEDEX 16
ISBN 978-92-64-09263-1