

**Plan  
National  
de Gestion  
des Déchets Radioactifs  
et des Matières Valorisables**

De  
*l'Inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables*  
à  
un bilan et une vision prospective  
des  
filères de gestion à long terme des déchets radioactifs en France

**PROJET**

**(Juillet 2005)**

# Sommaire

<b>AVANT-PROPOS</b>	<b>7</b>
<b>RESUME</b>	<b>9</b>
<b>INTRODUCTION</b>	<b>13</b>
<b>1. Contexte</b>	<b>13</b>
<b>2. Réflexion préalable sur la faisabilité d'un PNGDR-MV</b>	<b>14</b>
<b>3. Décision d'élaborer un PNGDR-MV, et conditions de son élaboration</b>	<b>16</b>
3.1. Interface avec les travaux existants ou en cours en matière de gestion des déchets radioactifs	16
3.2. Interface avec le public et les parties prenantes	17
3.3. Prise en compte du retour d'expérience d'autres pays dans le domaine de la gestion des déchets radioactifs	17
3.4. Prise en compte du retour d'expérience d'autres plans de gestion de déchets mis en œuvre en France	17
3.5. Organisation pour l'élaboration du PNGDR-MV	17
3.6. Utilisation du PNGDR-MV pour la préparation de décisions d'ordre réglementaire ou législatif	18
<b>4. Structure du document</b>	<b>19</b>
<b>PARTIE 1</b>	<b>20</b>
<b>DESCRIPTION RAISONNEE DES MODES DE GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS</b>	<b>20</b>
<b>1. Qu'est-ce qu'un déchet radioactif ?</b>	<b>20</b>
1.1. Un déchet radioactif est tout d'abord un déchet	20
1.2. Considérations générales sur le caractère ubiquitaire de la radioactivité naturelle et sur sa variabilité	20
1.3. Considérations sur les valeurs de références disponibles en matière d'impact radiologique acceptable	21
1.4. Concepts d'exemption et de libération	22
1.5. Une définition opérationnelle du déchet radioactif pour le PNGDR-MV	23
<b>2. Un tableau de bord de la gestion des déchets radioactifs pour l'élaboration du PNGDR-MV</b>	<b>24</b>
2.1. Classifications usuelles des déchets radioactifs	24
2.2. L'importance des paramètres solvabilité du responsable / disponibilité d'une filière / évolution de la réglementation au cours du temps, dans le cadre d'un tableau de bord de la gestion des déchets radioactifs	26
2.3. Un tableau de bord de la gestion des déchets radioactifs pour le PNGDR-MV	28

Plan national de gestion des déchets radioactifs et des matières valorisables	3
<b>3. L'application de ce tableau de bord aux déchets radioactifs</b>	<b>31</b>
<b>4. Description des points saillants des modes de gestion de chaque catégorie de déchets identifiée</b>	<b>34</b>
4.1. Les déchets de faible dangerosité radiologique	34
4.1.1. Les déchets de faible dangerosité radiologique dont le producteur est conscient et solvable,	34
4.1.1.1. Les déchets TFA issus de l'exploitation ou du démantèlement d'activités nucléaires	34
4.1.1.2. les déchets à radioactivité naturelle renforcée	36
4.1.1.3. les déchets issus des anciennes mines d'uranium	39
4.1.1.4. Les déchets et effluents TFA issus des activités de recherche	42
4.1.2. Les déchets de faible dangerosité radiologique, dont le producteur n'est pas conscient de leur existence, mais partiellement solvable	49
4.1.3. Les déchets de faible dangerosité radiologique, dont le producteur n'est pas solvable	49
4.2. Les déchets de plus forte dangerosité radiologique	51
4.2.1. Les déchets de plus forte dangerosité radiologique, dont le producteur est conscient et solvable	51
4.2.1.1. Les déchets pour lesquels des solutions de gestion à long terme sont opérationnelles	51
4.2.1.2. Cas particulier des déchets pour lesquels ils existe une filières de gestion à long terme, nécessitant cependant un traitement préalable de stabilisation, qui doit être définie	54
4.2.1.3. Les déchets pour lesquels il n'existe pas de filière de gestion à long terme, mais des projets sont en cours	57
4.2.2. Les déchets de plus forte dangerosité radiologique, dont le producteur n'est pas conscient de leur existence, mais partiellement solvable	71
4.2.3. Les déchets de plus forte dangerosité radiologique, dont le producteur n'est pas solvable	71
<b>5. Le cas particulier des déchets produits comme conséquence d'accidents ou d'actes de malveillance</b>	<b>73</b>
5.1. Le retour d'expérience	73
5.1.1. Retour d'expérience dans le domaine radiologique	73
5.1.2. Retour d'expérience en dehors du domaine radiologique	73
5.2. Réflexions dans le cadre du PNGDR-MV	73
<b>PARTIE 2</b>	<b>75</b>
<b>LES MATIERES RADIOACTIVES VALORISABLES</b>	<b>75</b>
<b>1. Présentation des matières valorisables</b>	<b>75</b>
1.1. Les combustibles usés	75
1.2. Les matières nucléaires séparées par le retraitement	75
1.3. Les matières secondaires du cycle du combustible : l'uranium appauvri	76
1.4. Les matières valorisables issues d'autres industries que l'industrie nucléaire	76
<b>2. Analyse prospective des options de gestion en cas de décision de considérer ces matières comme des déchets ultimes</b>	<b>77</b>
2.1. Le combustible utilisé	77

Plan national de gestion des déchets radioactifs et des matières valorisables	4
2.2. L'uranium appauvri, l'uranium de retraitement et le thorium	77
<b>PARTIE 3</b>	<b>80</b>
<b>EXAMEN DE LA COHERENCE DES SOLUTIONS DE GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS</b>	<b>80</b>
<b>1. Quels critères pour examiner la cohérence des solutions de gestion à long terme des déchets radioactifs ?</b>	<b>80</b>
1.1. L'impact dosimétrique peut-il être le critère principal de jugement de la cohérence des modes de gestion à long terme des déchets ?	80
1.2. L'évaluation du niveau d'optimisation technique et économique	81
1.3. La prise en compte de la dimension temporelle : comment réexaminer les solutions de gestion à long terme anciennes	82
<b>2. Examen de la cohérence des principes mis en œuvre dans les solutions de gestion à long terme des déchets radioactifs identifiées dans le cadre du PNGDR-MV</b>	<b>82</b>
2.1. Le principe de minimisation des effluents rejetés	82
2.2. les déchets de faible, moyenne, ou haute activité : les principes des stockages définitifs, principales solutions de gestion à long terme	83
2.2.1. Les solutions opérationnelles aujourd'hui	84
2.2.2. les solutions en projet à moyen terme	84
2.2.3. Les solutions en projet à plus long terme	85
2.3. Les déchets de très faible activité : des solutions de gestion beaucoup plus diversifiées, et l'existence de plusieurs principes de gestion dont il faut assurer la cohérence	85
2.3.1. Avantages et inconvénients des seuils de libération universels, et position des autorités françaises	85
2.3.2. Les possibilités réglementaires de libération au cas par cas (libération conditionnelle)	87
2.3.3. Le recyclage de déchets TFA au sein de l'industrie nucléaire, qui utilise des installations classiques	87
2.3.4. Le stockage de déchets TFA de Morvilliers	88
2.3.5. Les déchets TFA à radioactivité naturelle renforcée	89
2.3.6. Le cas des très grandes quantités de déchets TFA à radioactivité naturelle renforcée : une gestion in-situ	89
<b>3. La cohérence des différentes solutions de gestion en termes de capacité par rapport aux volumes de déchets concernés</b>	<b>90</b>
3.1. Un ordre de grandeur utile en termes de volume	90
3.2. Les volumes de stockage disponibles ou prévus correspondent aux déchets engagés actuellement par l'industrie électronucléaire	91
3.3. Les facteurs qui remettraient en cause le dimensionnement actuel des filières de gestion à long terme disponibles ou en projet	91
<b>4. La cohérence technique des différentes solutions de gestion</b>	<b>92</b>
4.1. La cohérence des différentes solutions de stockage définitif	92
4.1.1. Ordres de grandeur des limites d'acceptation pour les différentes solutions de gestion à long terme opérationnelles pour certains radioéléments	92
4.1.2. Les déchets radifères TFA et FA : déchets radifères TFA, déchets miniers, et déchets radifères FAVL	93

Plan national de gestion des déchets radioactifs et des matières valorisables	5
4.1.2.1. Examen de la distribution des domaines d'activité massique radifère	93
4.1.2.2. Analyse plus détaillée du contenu radiologique	93
4.1.2.3. Les risques pris en compte dans le cadre des stockages de déchets radifères	94
4.1.2.4. Conclusions quant à la cohérence de la gestion des déchets radifères :	94
4.1.3. Les déchets à vie longue au centre de stockage de la Manche	95
4.1.4. La cohérence pour les déchets TFA entre les solutions de stockage et les solutions de libération/recyclage	96
4.2. La cohérence entre les politiques d'autorisations de rejet entre les différentes activités	97
4.2.1. L'encadrement réglementaire général des rejets d'effluents radioactifs	97
4.2.2. Le problème du cumul des rejets de différentes activités	98
4.2.3. Les actions à mettre en œuvre pour une meilleure cohérence	98
<b>PARTIE 4</b>	<b>100</b>
<b>AMELIORER LA GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS EN FRANCE</b>	<b>100</b>
<b>1. Les principes de gestion des déchets radioactifs</b>	<b>100</b>
<b>2. L'inventaire des déchets radioactifs</b>	<b>101</b>
<b>3. Responsabilités en matière de gestion de déchets radioactifs</b>	<b>102</b>
3.1. Considérations réglementaires générales	102
3.2. Difficultés d'attribution de responsabilité	103
<b>4. Financement de l'élimination des déchets radioactifs</b>	<b>103</b>
4.1. Principes généraux de financement	103
4.2. Le cas des déchets radioactifs pour lesquels il n'existe pas actuellement de filière de gestion à long terme	104
4.3. Les modalités de financement pour le développement des filières de gestion à long terme	104
4.4. Les modalités de financement pour la prise en charge de déchets au titre du service public	105
<b>5. Les filières de gestion à bâtir</b>	<b>106</b>
5.1. Les déchets radioactifs et les matières qui ne disposent pas de filière de gestion à long terme	106
5.2. Quelles actions et quelles priorités pour définir des filières de gestion à long terme ?	106
<b>6. La cohérence des filières de gestion des déchets radioactifs</b>	<b>108</b>
<b>7. Les actions nécessaires de retrait d'objets radioactifs dont l'usage n'est plus justifié</b>	<b>109</b>
<b>8. Actions réglementaires de portée générale</b>	<b>110</b>
8.1. L'encadrement réglementaire de la gestion des déchets radioactifs	110
8.2. Reconnaître la nécessité d'une mission de service public pour les déchets historiques	110
<b>9. Information du public et transparence</b>	<b>111</b>

Plan national de gestion des déchets radioactifs et des matières valorisables	6
<b>10. Planning d'actions</b>	<b>112</b>
<b>CONCLUSIONS</b>	<b>114</b>
<b>ANNEXE 1</b>	<b>116</b>
<b>LISTE DES REUNIONS ET DES THEMES ABORDES</b>	<b>116</b>
<b>ANNEXE 2</b>	<b>117</b>
<b>PERSONNES AYANT PARTICIPE A A MINIMA UNE REUNION DU GROUPE DE TRAVAIL POUR L'ELABORATION D'UN PLAN NATIONAL DE GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS ET DES MATIERES VALORISABLES</b>	<b>117</b>
<b>ANNEXE 3</b>	<b>119</b>
<b>LISTE DES ABREVIATIONS</b>	<b>119</b>

# Avant-propos

Le plan national de gestion des déchets radioactifs et des matières valorisables (PNGDR-MV) a pour objectif de permettre de disposer d'un cadre global permettant de gérer de façon cohérente l'ensemble des déchets radioactifs, quel que soit leur producteur, afin de garantir la sécurité de leur gestion et les financements associés, notamment pour leur gestion à long terme, et de faire avancer le choix des sites permettant d'accueillir ces déchets. La notion de déchets radioactifs étant elle-même source à discussion, le PNGDR-MV a également été amené à traiter, par souci de transparence sur la radioactivité, le cas des déchets contenant des radionucléides mais pouvant être éliminés dans des filières conventionnelles.

Ainsi, les principaux objectifs du PNGDR-MV sont les suivants :

- s'assurer que des solutions de gestion existent ou sont recherchées pour chaque catégorie de déchets ;
- prendre en compte les déchets anciens plus ou moins « oubliés » ;
- prendre en compte les préoccupations du public, inquiet à tort ou à raison du devenir des déchets radioactifs ;
- optimiser la gestion des déchets chez les exploitants nucléaires ;
- contribuer à une meilleure maîtrise des déchets issus des autres secteurs générateurs de déchets radioactifs : industries plus classiques, activités utilisatrices de sources radioactives, secteur médical, sites anciens pollués.

Le PNGDR-MV doit permettre de trouver des solutions qui garantissent une gestion claire, rigoureuse et sûre sur le long terme de l'ensemble des déchets radioactifs en France, quelle que soit leur provenance.

Décidée par le Gouvernement après qu'un cahier des charges eût été établi par un groupe de travail, l'élaboration du PNGDR-MV s'est effectuée dans le cadre d'une démarche la plus ouverte possible aux différentes parties prenantes. Un premier projet a été développé dans le cadre d'un groupe de travail pluraliste composé de représentants des producteurs de déchets, de l'Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (ANDRA), d'associations de protection de l'environnement, d'associations de fournisseurs de sources radioactives, d'élus, des administrations concernés, de gestionnaires de centres de déchets conventionnels et d'experts techniques, appartenant notamment à la Commission nationale d'évaluation et à l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN). Le projet de PNGDR-MV a vocation à être publié sur le site internet de l'Autorité de sûreté nucléaire, aux fins de consultation pendant le second semestre de l'année 2005.

Une référence primordiale pour la connaissance des types et des caractéristiques des déchets radioactifs est l'Inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables, publié par l'ANDRA, dont la première édition date de novembre 2004. Cet inventaire, prospectif, prend en compte les déchets engagés par l'industrie nucléaire française actuelle. Le PNGDR-MV, se base notamment sur cette connaissance de référence pour améliorer la gestion des déchets radioactifs, quand cela est nécessaire, en identifiant des solutions de court et de moyen terme pour les déchets existants ou en instance d'être produits. A plus long terme, le PNGDR-MV examine comment les efforts mis en œuvre aujourd'hui pour trouver des solutions pour certains types de déchets pourraient constituer aussi des solutions pour d'autres déchets radioactifs.

La prise en compte de certaines matières radioactives non considérées comme des déchets par leurs propriétaires a été discutée au sein du groupe de travail chargé d'élaborer dans un premier temps le Plan national de gestion des déchets radioactifs (PNGDR). Ces matières sont principalement constituées de l'uranium appauvri issu des usines d'enrichissement isotopique, des combustibles usés déchargés des réacteurs nucléaires et des matières fissiles extraites du combustible irradié (uranium et plutonium) après retraitement. Elles sont pour partie actuellement valorisées dans des filières existantes ; une valorisation complète pourrait être envisagée notamment dans le cas du développement à l'échelle industrielle de nouvelles technologies de réacteurs.

L'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (OPECST) a indiqué dans son rapport du 15 mars 2005, « Pour s'inscrire dans la durée, une loi en 2006 sur la gestion durable des déchets radioactifs », que le champ d'application du PNGDR devait être élargi aux matières valorisables afin de ne pas laisser de zones d'ombres dans la gestion des déchets radioactifs. Cette décision permet de rendre le PNGDR, désormais dénommé Plan national de gestion des déchets radioactifs et des matières valorisables (PNGDR-MV), conforme avec le champ couvert par l'Inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables, publié par l'ANDRA en novembre 2004.

Certains membres du groupe de travail, dont les associations de protection de l'environnement, considèrent toutefois que ces matières devraient être considérées comme des déchets et prises en compte comme tels dans un PNGDR dont le champ serait limité aux déchets. Ces associations considèrent que la présentation de certaines matières résultant de l'exploitation des installations nucléaires en tant que matière valorisable est de nature à forcer les choix futurs de politique énergétique vers la filière nucléaire. Du point de vue de ces associations, la nécessité d'assumer le passif constitué par l'existence des déchets radioactifs produits à ce jour ne remet pas en cause le principe selon lequel la meilleure politique de gestion des déchets repose sur la limitation de leur production à la source.

Le projet de PNGDR-MV ne prend finalement pas parti sur le statut des matières valorisables, mais il tient compte de leur existence et préconise une approche prudente : des solutions de gestion à long terme doivent être étudiées dans cas où elles ne seraient pas réutilisées. L'approche retenue permet de vérifier par ailleurs que ces matières sont entreposées dans des conditions de sûreté et de radioprotection satisfaisantes. Le devenir de ces matières devra être examiné périodiquement, et notamment à l'occasion de la remise à jour du PNGDR-MV, qui est basé sur un bilan des solutions de gestion actuelles, et une analyse des besoins dans l'avenir à différents termes.

## Résumé

L'introduction rappelle succinctement le contexte du développement du plan national de gestion des déchets radioactifs et des matières valorisables (PNGDR-MV), ses objectifs et comment il s'insère dans les travaux actuellement en cours sur les déchets radioactifs.



La première partie du rapport est dédiée à une description des solutions de gestion des déchets radioactifs existants ou engagés par les activités actuelles.

Cette partie est donc largement basée sur la connaissance approfondie des déchets radioactifs mise à la disposition de la collectivité au travers de l'Inventaire des déchets radioactifs et des matières valorisables, qui est publié par l'ANDRA. Elle présente quelles solutions de gestion correspondent aux différents types de déchets radioactifs actuellement identifiés.

La classification des déchets radioactifs couramment utilisée aujourd'hui par les pouvoirs publics sert de base aux développements du PNGDR-MV :

Activité	Période	Très courte durée de vie < 100 jours	Courte durée de vie < 30 ans	Longue durée de vie > 30 ans
<b>Très faible activité</b>		Gestion par décroissance radioactive	Stockage dédié en surface Filières de recyclage	
<b>Faible activité</b>			Stockage de surface (Centre de stockage de l'Aube) sauf déchets tritiés, sources scellées (à l'étude)	Stockages dédiés en subsurface à l'étude
<b>Moyenne activité</b>				Filières à l'étude dans le cadre du chapitre II du titre IV du livre V du code de l'environnement (loi du 30/12/1991)
<b>Haute activité</b>			Filières à l'étude dans le cadre du chapitre II du titre IV du livre V du code de l'environnement (loi du 30/12/1991)	

Cette classification ne prend pas en compte l'existence de certaines filières comme le stockage des résidus miniers ou le stockage de certains déchets à radioactivité naturelle renforcée par exemple. Afin de permettre de disposer d'une vue d'ensemble qui prenne en compte les objectifs du PNGDR-MV, et permette de mieux appréhender les problématiques, un tableau de bord des filières de gestion a été développé. Il est exposé à la page suivante. Il prend en compte l'existence d'une solution d'élimination, le degré de dangerosité du déchet si l'on ne tient pas compte de dispositions de protection spécifiques, et la solvabilité et la conscience de détenir un déchet radioactif du détenteur ou du producteur du déchet.

Les solutions de gestion associées aux divers types de déchets radioactifs identifiés sont ensuite abordées succinctement. Ces présentations sont plus particulièrement développées pour les types de déchets qui ne disposent pas de filière d'élimination ou pour lesquels de problèmes de doctrine se posent.



Tableau de bord de la gestion des déchets radioactifs du PNGDR-MV (2005)

Existence de la solution de gestion à long terme →		Existe	N'existe pas mais recherches/ projets en cours	N'existe pas, pas de recherches / projets en cours
Dangerosité du déchet ↓	Producteur/ propriétaire du déchet ↓			
Faible (TFA)	Conscient, solvable	Déchets d'exploitation ou de démantèlement TFA des activités nucléaires, y compris une partie des déchets tritiés  Déchets à radioactivité naturelle renforcée (industrie solvable)  Une part des déchets miniers des mines d'U  Déchets et effluents des activités de recherche		
	Non conscient, solvable	Déchets à radioactivité naturelle renforcée issus de l'industrie, non encore identifiés		Détecteurs ioniques de fumée
	Conscient ou non conscient, non solvable	Déchets issus de l'assainissement de sites pollués ; une part des déchets miniers des mines d'U (stériles...)  Déchets à radioactivité naturelle renforcée issus d'activités historiques		
Forte (>FA)	Conscient, solvable	Déchets d'exploitation FA-MA VC de l'industrie électronucléaire (et assimilés « petits producteurs »)  Quelques sources scellées usagées  Déchets à vie courte des activités industrielles, médicales et de recherche  Déchets à risques mixtes (radiologique et chimique ou biologique)	Déchets FAVL de l'industrie électronucléaire (graphite)  Une partie des déchets radifères  Déchets MAVL et HA de l'industrie nucléaire (recherches au titre de la loi du 30 décembre 1991)  Majorité des déchets tritiés  Sources scellées usagées Déchets liquides organiques très contaminés	
	Non conscient, solvable	Eventuellement, certaines sources anciennes non répertoriées (kits éducatifs...)	Sources anciennes non répertoriées (kits éducatifs...)	Une partie des aiguilles de radium, objets au radium, paratonnerres au radium
	Conscient ou non conscient, non solvable	Certains déchets issus de l'assainissement de sites pollués	Une partie des déchets radifères	Une partie des aiguilles de radium, objets au radium, paratonnerres au radium

La deuxième partie du rapport s'intéresse à des matières radioactives mises en jeu dans l'industrie électronucléaire, et qui ne sont pas considérées actuellement comme des déchets, mais comme des matières valorisables du fait de leur potentiel énergétique élevé si elles sont utilisées dans certains réacteurs nucléaires futurs. Ces matières sont décrites dans l'Inventaire des déchets radioactifs et des matières valorisables édité par l'ANDRA. Cependant, il apparaît pertinent d'examiner, à titre de précaution, et dans une vision prospective de long terme, les solutions de gestion à long terme qui seraient disponibles si, pour une raison ou pour une autre, elles venaient à être un jour considérées comme des déchets.

Cette partie identifie le cas particulier de l'uranium appauvri, dont les volumes sont importants (de l'ordre de plusieurs centaines de milliers de tonnes) et de l'uranium de retraitement (quelques dizaines de milliers de tonnes), pour lesquels il n'est pas évident de savoir dans quelle filière existante, ou en projet, de gestion de déchets ces matières pourraient être prises en charge si elles venaient un jour à être considérées comme des déchets. Des recherches en ce sens pourraient être lancées.



La troisième partie examine la cohérence de l'ensemble des filières, existantes ou en projet, de gestion à long terme des déchets radioactifs. Les caractéristiques principales des stockages existants et en projet sont décrites, ainsi que les solutions existantes ou en projet pour les déchets de très faible activité (TFA).

La cohérence des capacités de stockage existantes ou en projet avec les volumes de déchets radioactifs est examinée. Il apparaît que ces capacités sont cohérentes avec les déchets engagés actuellement par les installations existantes.

Plusieurs causes peuvent être identifiées qui remettraient en cause de façon significative les besoins en matière de capacité pour les filières d'élimination :

- un renouvellement significatif du parc d'installations nucléaires rendrait nécessaire un accroissement des volumes à considérer dans l'ensemble des projets, et rendrait nécessaire la disponibilité de filières d'élimination de déchets sur un temps notablement plus long ;
- compte tenu des volumes en jeu, si pour une raison ou une autre, l'uranium appauvri et/ou l'uranium de retraitement venait à être considéré comme un déchet.

En matière de cohérence, les points suivants sont en particulier examinés :

- la cohérence des divers stockages de déchets radifères (stockage TFA, résidus miniers des mines d'uranium, projet de stockage de subsurface FAVL) ;
- le problème des déchets à vie longue pris en charge dans les premières années d'exploitation du centre de stockage de la Manche ;
- la cohérence entre la démarche de gestion des déchets TFA issus d'activités nucléaires en France et la démarche de gestion de déchets de l'industrie non nucléaire susceptibles de présenter une radioactivité naturelle renforcée ;
- la question de la libération de déchets, notamment en regard des pratiques européennes ;
- la cohérence entre les diverses modalités de gestion des effluents dans les activités nucléaires, et le problème de la coordination des rejets à l'échelle des villes et des bassins hydrologiques.



Enfin, la quatrième partie reprend l'ensemble de ces données, et en particulier les points qui font problème ou qui doivent être approfondis et discutés, dans un cadre logique. Elle préfigure donc le PNGDR-MV dans sa version opératoire.

Les sujets suivants sont donc abordés successivement :

- quels doivent être les grands principes qui gouvernent la gestion des déchets radioactifs ;
- les problèmes d'inventaire ;
- les problèmes de responsabilité en matière de gestion des déchets ;
- les problèmes de financement de la gestion des déchets, notamment pour les détenteurs insolubles ou peu solvables ;
- les filières de gestion des déchets radioactifs à bâtir ;
- les grands enseignements des analyses de cohérence des filières de gestion, et leurs conséquences ;
- les actions nécessaires de retrait d'objets radioactifs dont l'usage n'est plus justifié ;
- les actions réglementaires de portée générale qu'il serait nécessaire de considérer ;
- les modalités de la nécessaire information du public et les modalités de mise en œuvre des principes de transparence.

Pour la plupart de ces sujets, des conclusions sont émises sous la forme de propositions visant à améliorer la gestion des déchets radioactifs en France.

# Introduction

## 1. Contexte

L'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, sur la base du rapport établi début 2000 par la députée de la Drôme Michèle Rivasi sur *les conséquences des installations de stockage des déchets nucléaires sur la santé publique et l'environnement*, a invité le Gouvernement le 8 mars 2000 à développer un plan national de gestion des déchets radioactifs. Cette proposition reprenait une disposition déjà prévue par l'article L.541-11 du code de l'environnement (issu de la loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux). Cet article ouvre la possibilité pour le ministre chargé de l'environnement d'établir des plans nationaux d'élimination pour les déchets considérés comme nocifs ou nécessitant un traitement et un stockage particuliers. Cette possibilité a, par exemple, été employée pour les déchets contaminés par des polychlorobiphényles (PCB).

Les déchets radioactifs présentent manifestement les caractéristiques citées au code de l'environnement mais n'ont pas conduit à utiliser la possibilité offerte par la loi.

Depuis longtemps, la gestion des déchets radioactifs est un domaine où les pouvoirs publics sont intervenus fortement pour garantir une bonne gestion des déchets. La création de l'ANDRA en 1991, établissement public spécifiquement chargée de la gestion à long terme des déchets radioactifs, est à cet égard tout à fait exemplaire. L'ANDRA exploite la plupart des installations de gestion à long terme de déchets radioactifs, et conduit, sur la base d'un financement par les producteurs de déchets, les recherches visant à définir des modes de gestion à long terme pour certains déchets qui n'en disposent pas encore.

Parallèlement, l'ANDRA a mis en place une organisation visant à inventorier l'ensemble des déchets radioactifs en France (observatoire des déchets radioactifs, et lancement d'un inventaire prévisionnel selon les propositions du rapport Le Bars) et a lancé les études de futurs stockages pour des déchets non admissibles au Centre de stockage de l'Aube actuellement en exploitation.

En matière de vision d'ensemble de la gestion de différents types de déchets radioactifs, l'Autorité de sûreté nucléaire avait déjà pris l'initiative de lancer depuis le début des années 90 plusieurs démarches pour veiller à ce que soient pris en compte correctement par les exploitants d'installations nucléaires de base (INB) les principes fondamentaux de gestion des déchets radioactifs, avec la mise en place de groupes de travail sur la gestion de déchets sans filière d'évacuation, l'évaluation des politiques de gestion des déchets radioactifs des grands exploitants nucléaires (COGEMA en 1998, CEA en 1999, EDF en 2002), le suivi des projets établis par les acteurs du chapitre II du titre IV du livre V du code de l'environnement (issu de la loi n° 91-1381 du 30 décembre 1991 relative [aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs](#)), l'élaboration d'un arrêté mettant en place un encadrement réglementaire explicite pour la gestion des déchets provenant des INB et prévoyant la réalisation d'« études déchets ».

Des initiatives ont été également lancées pour rendre cohérent le cadre de la gestion des déchets radioactifs produits par les activités médicales, de recherche et industrielles. Ces domaines font l'objet d'une action prioritaire de l'Autorité de sûreté nucléaire (ASN) depuis l'élargissement de ses attributions début 2002. De plus, les déchets faiblement radioactifs issus d'industries n'utilisant pas les propriétés radioactives de certaines matières premières (industries des engrais, des terres rares...), ou les sites pollués par des activités industrielles passées (industrie du radium...) font également l'objet d'un examen attentif.

Mais il a semblé nécessaire de disposer d'un cadre global, qui permettrait d'examiner de façon cohérente la gestion de l'ensemble de ces déchets radioactifs, quel que soit leur producteur, afin de garantir la sécurité de leur gestion et les financements associés, notamment pour leur élimination, et en déterminant les priorités en la matière.

En effet, si aujourd'hui, pour la plupart des déchets radioactifs, des solutions techniques existent, une impulsion politique est nécessaire afin, en particulier, de déterminer les sites permettant d'éliminer les déchets.

En outre, les réflexions de la Commission européenne sur la gestion du combustible nucléaire usé et sur la gestion des déchets radioactifs sont concrétisées par des projets de directive qui n'ont pas été adoptés pour l'instant. Dans leur état actuel, ces projets de directives prévoient notamment d'imposer aux Etats membres l'établissement d'un programme national global de gestion des déchets radioactifs de toute nature. Il est probable qu'une telle disposition soit tôt ou tard adoptée au niveau européen.

Par ailleurs cette démarche a été reconnue sur le plan international comme une bonne pratique, notamment dans le cadre de la réunion de revue des rapports nationaux élaborés au titre de la convention commune sur la sûreté de la gestion des combustibles usés et la sûreté de la gestion des déchets radioactifs, qui a eu lieu à Vienne du 3 au 14 novembre 2003 ; l'élaboration d'un plan national de gestion des déchets radioactifs dans chaque pays a été recommandée dans le rapport final de cette réunion de revue.

## **2. Réflexion préalable sur la faisabilité d'un PNGDR-MV**

Afin de réfléchir à la faisabilité d'un Plan national de gestion des déchets radioactifs et à la méthodologie associée, un groupe de travail a été constitué. Ce groupe de travail comprenait des représentants de l'Administration (ASN, DPPR, DGEMP, DT, DSND), un représentant de la Commission Nationale d'Evaluation (CNE) instituée par l'article L.542-3 du code de l'environnement, des représentants de l'ANDRA, des représentants de l'IRSN, des producteurs de déchets de l'industrie nucléaire (CEA, COGEMA, EDF), des représentants de producteurs de déchets industriels hors INB, des représentants des producteurs de déchets médicaux, des représentants d'entreprises d'élimination de déchets conventionnels et des représentants d'associations de protection de l'environnement (ACRO, Greenpeace, GSIEN, Robin des Bois). La Direction générale de la sûreté nucléaire et de la radioprotection (DGSNR) a assuré le secrétariat de ce groupe de travail.

Ce groupe de travail, qui s'est réuni au printemps 2003, a conclu à la nécessité de développer un tel plan national. Les objectifs et les principes directeurs du développement d'un Plan national de gestion des déchets radioactifs, issus des réflexions du groupe de travail et développés lors de l'élaboration du plan, qui a été renommée depuis Plan national de gestion des déchets radioactifs et des matières valorisables, sont donnés dans l'encadré.

### **OBJECTIFS DU PLAN NATIONAL DE GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS ET DES MATIERES VALORISABLES**

Le PNGDR-MV se base sur la connaissance des différents types de déchets développée notamment dans le document de référence « Inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables », élaboré et publié par l'ANDRA (novembre 2004). Cet inventaire recense les déchets radioactifs quelle qu'en soit la provenance (y compris ceux issus des activités de

défense, ou d'industries hors industrie nucléaire). Ce document sert de base à l'élaboration du PNGDR-MV.

Les objectifs du PNGDR-MV sont les suivants :

- définition claire des déchets à considérer comme radioactifs, compte tenu de l'existence d'une radioactivité naturelle d'intensité variable et de certaines matières radioactives dont la réutilisation n'a pas été envisagée ;
- recherche de solutions de gestion à long terme pour chaque catégorie de déchets radioactifs produits ;
- prise en charge de déchets radioactifs anciens plus ou moins « oubliés » ;
- prise en compte des préoccupations du public, inquiet du devenir des déchets radioactifs ;
- cohérence de l'ensemble du dispositif de gestion des déchets radioactifs, quelle qu'en soit le niveau de radioactivité ou la toxicité chimique ou infectieuse, en particulier pour les déchets à risque « mixte » ;
- sans préjudice de la responsabilité première du producteur du déchet, optimisation de la gestion des déchets chez les producteurs de déchets : industrie nucléaire, industries plus classiques (notamment celles utilisant des substances naturellement radioactives pour d'autres propriétés), activités utilisatrices de sources de radioéléments, secteur médical, terres et gravats issus de sites pollués, industrie minière (en particulier, mines d'uranium) ;
- cohérence des pratiques en matière de sites pollués et de méthodes de réhabilitation ;
- analyse des solutions de gestion à long terme mises en œuvre dans le passé, et examen de la justification éventuelle d'une intervention si des améliorations étaient nécessaires ;

de façon à aboutir à une gestion qui devienne toujours plus claire, rigoureuse et sûre.

Pour ce faire, il convient d'organiser une réflexion globale et nationale, et d'en tirer les grandes lignes d'une politique visant à maîtriser le sujet, en particulier en définissant les voies de gestion à long terme (et leur financement) des déchets radioactifs actuellement sans exutoire.

## **PRINCIPES DIRECTEURS DU PLAN NATIONAL DE GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS**

Dans le développement de solutions satisfaisant aux objectifs énoncés ci-dessus, il est apparu important de respecter systématiquement plusieurs principes, qui sont d'ailleurs souvent déjà présents dans la réglementation :

- respect des principes de la protection contre les rayonnements ionisants : (justification, optimisation, limitation) et de la protection de l'environnement (principe de précaution, pollueur-payeur...);
- prévention ou réduction de la production et de la nocivité des déchets ;
- responsabilité des producteurs de déchets, qui sont tenus d'en assurer l'élimination dans des conditions propres à éviter toute atteinte à la santé de l'homme et à l'environnement ;
- information et implication active des citoyens ;
- traçabilité de la gestion des déchets (en ce qui concerne la nature radioactive des déchets et pendant les opérations de gestion de ces déchets), et définition d'éventuelles mesures contraignantes associées ;
- prise en compte des risques liés au transport des déchets radioactifs, dans l'optimisation de l'ensemble des risques liés à leur gestion ;
- définition de filières de gestion à long terme adaptées aux caractéristiques des divers déchets, en particulier en ce qui concerne l'entreposage des déchets ne possédant pas encore de filière de

gestion à long terme ou la prise en charge par la collectivité des déchets « orphelins », issus le plus souvent d'activités historiques ;

- optimisation (coût/bénéfice) de l'ensemble de chaque filière et définition des contrôles associées ; prise en compte des résultats de cette optimisation dans l'encadrement réglementaire des filières de gestion à long terme des déchets ;
- démarche de progrès quantifiable sur les méthodes et les techniques.

### 3. Décision d'élaborer un PNGDR-MV, et conditions de son élaboration

A l'issue de ces travaux, le Gouvernement a décidé de lancer l'élaboration du PNGDR-MV. Cette décision a été concrétisée dans le cadre d'une communication en Conseil des ministres, le 4 juin 2003, par la ministre de l'écologie et le développement durable.

Le Gouvernement n'a pas choisi de placer l'élaboration de ce plan sous l'égide de l'article L.541-11 code de l'environnement, comme cela était suggéré par le rapport de l'OPESCT, mais a privilégié une élaboration dans un cadre plus informel et plus souple. En effet, l'application du code de l'environnement aurait conduit à devoir fixer a priori par voie réglementaire les conditions d'élaboration du plan, la composition d'une commission de rédaction, et aurait donné un statut a priori au document. Il semblait préférable d'organiser une concertation dans un cadre souple, qui permette à l'ensemble des parties intéressées de rejoindre le groupe de travail d'élaboration du document, l'intérêt de leur participation pouvant apparaître à mesure de l'élaboration du plan, et d'attendre l'achèvement de sa rédaction pour décider de son statut et des éventuelles conséquences législatives ou réglementaires de ses conclusions.

Le Gouvernement a désigné l'Autorité de sûreté nucléaire (ASN) pour organiser l'élaboration de ce plan.

#### 3.1. Interface avec les travaux existants ou en cours en matière de gestion des déchets radioactifs

L'élaboration d'un tel PNGDR-MV répond avant tout à la nécessité de disposer de voies de gestion à long terme pour les déchets qui ne relèvent pas des recherches menées au titre du chapitre II du titre IV du livre V du code de l'environnement, issu de la loi n°91-1381 du 30 décembre 1991 [relative aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs](#) (déchets de haute activité et à vie longue). Cependant, la démarche peut également permettre d'instaurer certaines conditions de dialogue nécessaires à la préparation de l'échéance de 2006 prévue par la loi de 1991 précitée.

L'interface avec les travaux de l'ANDRA, notamment ceux liés à l'inventaire national et à l'Observatoire, doit être pris en compte. L'Inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables est clairement un document de base pour l'élaboration du PNGDR-MV.

Il est nécessaire également de contribuer à améliorer à l'avenir la fiabilité et l'exhaustivité de ces travaux, dans le cadre de la démarche de progrès continu mis en place par l'ANDRA pour l'Inventaire, notamment si certains types de déchets apparaissent au cours des débats qui n'apparaissent pas explicitement dans l'Inventaire, et en examinant l'intérêt d'une obligation de déclaration de détention de déchet radioactif.

En outre, il existe aujourd'hui de nombreux projets de développement de solutions de gestion à long terme de déchets radioactifs, dont la plupart sont menés par l'ANDRA pour le compte des

producteurs de ces déchets. L'état de leur développement et les types de déchets radioactifs qu'elles pourraient prendre en charge doivent être pris en compte dans le cadre du PNGDR-MV par une information sur ces développements.

### **3.2. Interface avec le public et les parties prenantes**

Un point majeur concerne l'implication des citoyens et des parties prenantes intéressées dans le cadre du PNGDR-MV. Le cadre institutionnel de l'élaboration du PNGDR-MV doit permettre une consultation la plus large possible des citoyens et des parties prenantes afin d'aboutir, par la considération des remarques qui en découleront, à un plan qui soit efficace et utilisable, et doit permettre l'implication d'élus locaux et nationaux, car les élus, à tout niveau, ont un rôle important à jouer dans les processus de décision quant à la gestion des déchets radioactifs.

### **3.3. Prise en compte du retour d'expérience d'autres pays dans le domaine de la gestion des déchets radioactifs**

Lors de l'élaboration du PNGDR-MV, il est nécessaire de considérer quelles sont les approches de la gestion des déchets radioactifs mises en œuvre dans les autres pays. Cela permet de mettre en perspective les approches françaises et également de considérer les problèmes qui peuvent être issus du commerce international. Des sources de renseignements peuvent être les contacts bilatéraux ou multilatéraux. Il faut noter que la convention commune internationale sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs et la sûreté de la gestion des combustibles irradiés induit la nécessité pour chaque pays partie prenante de rédiger un rapport sur ses pratiques, qui est disponible.

### **3.4. Prise en compte du retour d'expérience d'autres plans de gestion de déchets mis en œuvre en France**

L'organisation de l'élaboration du PNGDR-MV doit permettre de prendre en compte le retour d'expérience de la mise en œuvre d'autres plans de gestion de déchets en France : plans départementaux (déchets ménagers), régionaux (déchets industriels spéciaux) et nationaux (élimination des PCB).

### **3.5. Organisation pour l'élaboration du PNGDR-MV**

Le PNGDR-MV doit permettre de fixer un cadre cohérent pour la gestion de l'ensemble des déchets radioactifs, tout en formant un cadre dans lequel une concertation poussée doit pouvoir être mise en place pour définir plus précisément les modalités de gestion d'une catégorie particulière de déchets.

Par conséquent, le cadre de l'élaboration du PNGDR-MV doit instaurer les conditions nécessaires à une concertation sur les questions générales liées à la gestion des déchets radioactifs, tout en permettant une flexibilité suffisante pour que des sous-groupes de travail puissent être formés avec une composition et des durées variables afin de traiter de problèmes particuliers.

Enfin, le cadre de l'élaboration du PNGDR-MV doit permettre à chaque partie prenante de participer dans les meilleures conditions au PNGDR-MV, afin de déterminer les meilleures solutions possibles, sans pour autant que les responsabilités des participants soient modifiées ou diminuées, ou que ceux-ci ne puissent exprimer un avis différent.

Dans un premier temps, les travaux ont été engagés dans le cadre d'un groupe de travail principal réunissant la même composition que le groupe de travail préparatoire : des représentants de l'Administration (ASN, DPPR, DGEMP, DT, DSND), un représentant de la Commission

Nationale d'Evaluation (CNE) instituée par l'article L.542-3 du code de l'environnement, des représentants de l'ANDRA, des représentants de l'IRSN, des producteurs de déchets de l'industrie nucléaire (EDF, CEA, COGEMA), des représentants de producteurs de déchets industriels hors INB, des représentants des producteurs de déchets médicaux, des représentants d'entreprises d'élimination de déchets conventionnels et des représentants d'associations de protection de l'environnement (ACRO, GSIEN, Robin des Bois). Le groupe a été élargi à des représentants des élus : Association des maires de France, Office parlementaire pour les choix scientifiques et technologiques. La DGSNR a assuré le secrétariat du groupe de travail.

Dans un second temps, le PNGDR-MV a été mis en ligne sur le site internet de l'ASN aux fins de consultation à l'été 2005.

### **3.6. Utilisation du PNGDR-MV pour la préparation de décisions d'ordre réglementaire ou législatif**

Le PNGDR-MV se veut un document de référence qui concentre et met en forme les informations pertinentes, et qui sert de support aux débats portant sur la gestion des déchets radioactifs de tous types. Dans cette vision, il s'agit d'un document de diagnostic et de propositions. L'objectif de ce document est de parvenir à un consensus le plus large possible sur le diagnostic et sur des propositions d'actions. Il faut cependant reconnaître que sur certains points, il est probable que différentes opinions éventuellement contradictoires s'exprimeront sur les solutions à prendre en considération. C'est pourquoi le PNGDR-MV ne peut être entièrement un document programme qui risquerait de faire disparaître la complexité des débats. Il doit plutôt rester un document vivant, porteur de visions différentes, et servant de base à des décisions d'ordre législatif ou réglementaire.

Dans ce contexte, le PNGDR-MV n'a pas vocation à avoir une valeur législative ou réglementaire en tant que tel. Par contre, sur certains points délicats qui auront été soulevés et mis en lumière par le plan, il est possible, voire souhaitable, que des décisions législatives ou réglementaires soient prises afin d'améliorer globalement la gestion des déchets radioactifs en France.

L'année 2006 sera marquée comme une année importante dans le domaine des déchets radioactifs, de par le débat parlementaire appelé par la loi du 30 décembre 1991 sur les déchets radioactifs de haute activité à vie longue. Ce débat au Parlement sur une certaine catégorie de déchets radioactifs – parmi les plus difficiles à gérer sur le long terme – pourrait être l'occasion pour le Parlement de considérer si quelques additions ne seraient pas nécessaires au cadre législatif général concernant les déchets radioactifs.

Dans cette perspective, il convient de faire en sorte que la première version du PNGDR-MV soit disponible à l'occasion de ce débat parlementaire, afin qu'il puisse servir à définir éventuellement des sujets de débat et de décision parlementaire. L'existence du plan et le principe de sa mise à jour périodique pourraient également être prévues par des dispositions législatives ou réglementaires. Le plan lui-même pourrait être cité comme un des éléments sur lequel s'est basé le débat parlementaire, voire cité en annexe à la loi qui en approuverait ses orientations.

Cette perspective impose de fait un calendrier d'élaboration. Il convient que le PNGDR-MV soit prêt pour la fin 2005. Pour laisser suffisamment de temps à l'organisation d'une concertation élargie, une première version est soumise à un débat élargi à l'été 2005.

## 4. Structure du document

Lors des réunions visant à l'élaboration du PNGDR-MV, de nombreuses présentations ont eu lieu qui ont tenté de couvrir le champ le plus vaste possible quant aux types et aux origines des déchets radioactifs existants, et les modes de gestion correspondant. Ils ont permis de partager, au sein du groupe de travail, une connaissance élargie du sujet.

C'est pourquoi, il est apparu nécessaire, dans un premier temps, de faire fructifier cette connaissance acquise dans le cadre de l'élaboration du PNGDR-MV, en listant et en décrivant succinctement la gestion de l'ensemble de ces catégories de déchets. La première partie du document est donc consacrée à cette question.

Afin que cette partie soit lisible, il était nécessaire de décider d'un tableau de bord qui permette de présenter l'ensemble des gestions à long terme des déchets radioactifs dans un cadre global, en regroupant ceux qui ont des caractéristiques similaires, en créant ainsi de grandes familles. Les choix qui ont été faits pour ce tableau de bord sont un apport du PNGDR-MV.

Une deuxième partie est consacrée au cas particulier des matières radioactives valorisables qui ne sont pas actuellement considérées comme des déchets, mais qu'il a paru important de considérer, à titre de précaution, dans une prospective de long terme.

Dans un deuxième temps, une fois l'acquis de l'élaboration du PNGDR-MV consolidé il est apparu nécessaire d'examiner la cohérence d'ensemble des solutions de gestion existantes et de celles qui pourraient être envisagées, en distinguant les pratiques anciennes et futures. Elle est discutée dans la troisième partie.

Enfin, une quatrième et dernière partie indique des pistes d'actions déduites de toutes les considérations précédentes qui pourraient être mises en œuvre afin d'améliorer la gestion des déchets radioactifs en France.

# Partie 1

## Description raisonnée des modes de gestion des déchets radioactifs

### 1. Qu'est-ce qu'un déchet radioactif ?

#### 1.1. Un déchet radioactif est tout d'abord un déchet

Par principe, la gestion des déchets radioactifs s'inscrit dans le cadre plus général de la gestion des déchets de toutes caractéristiques ou origines.

Ainsi, selon le code de l'environnement, art 541-1 :

« Est un déchet (...) tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon. »

« Est ultime (...) un déchet, résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux. ».

Cependant, pour des raisons à la fois historiques et liées aux propriétés particulières des activités qui génèrent la plupart des déchets radioactifs, il existe aussi, dans la réglementation, un certain nombre de dispositions spécifiques aux substances radioactives, qui induisent des dispositions spécifiques aux déchets radioactifs, ainsi que des dispositions exonérant les déchets radioactifs de dispositifs généraux concernant les déchets.

C'est ainsi que, par exemple, la convention de Bâle du 22 mars 1989 sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination ne s'applique pas aux déchets radioactifs ; en revanche, sur ce sujet, ce sont des dispositions spécifiques de la réglementation Euratom qui s'appliquent en s'y substituant, avec un processus d'autorisation particulier.

Ces particularités, souvent très justifiées pour les déchets dont la radioactivité représente un risque prépondérant, peuvent poser problème pour les déchets de très faible activité radioactive qui possèdent aussi d'autres propriétés, sources de risques.

#### 1.2. Considérations générales sur le caractère ubiquitaire de la radioactivité naturelle et sur sa variabilité

Une des particularités de la radioactivité est qu'il existe dans le monde qui nous entoure un grand nombre de sources naturelles de radiations ionisantes. On peut citer ainsi, les sources qui sont des matériaux renfermant des radionucléides présents naturellement dans notre environnement (isotopes d'uranium, et de thorium tritium, potassium 40, carbone 14 ou d'éléments en filiation comme le radium et le radon, ...) ou des sources de rayonnements issus de réactions nucléaires lointaines (rayonnement cosmique). Les radionucléides naturels présents dans l'environnement sont distribués dans tous les compartiments de la biosphère, de façon ubiquitaire. Tout matériau contient un peu de radioactivité naturelle.

De plus, la concentration en radionucléides est extrêmement variable selon le matériau et son origine. Cette variabilité peut atteindre plusieurs ordres de grandeur. L'exposition aux radionucléides d'origine naturelle peut varier de plus d'un ordre de grandeur selon les régions du monde (de 1 à 2 mSv/an en France à plus de 50 mSv/an dans certaines parties de l'Inde ou du Brésil).

Il n'est donc pas possible de distinguer aisément les matériaux spécialement radioactifs des matériaux naturels. Certains matériaux naturels peuvent être utilisés par l'homme d'une façon qui donne lieu à une concentration de la radioactivité, sans pour autant que l'on utilise leurs propriétés radioactives : c'est la problématique de la « radioactivité naturelle renforcée ». Cette concentration de la radioactivité peut même avoir lieu avec une origine parfaitement naturelle : on peut citer, par exemple, les mécanismes de concentration géologiques qui créent les gisements d'uranium ou de thorium.

### **1.3. Considérations sur les valeurs de références disponibles en matière d'impact radiologique acceptable**

En préliminaire, on rappelle que la réglementation prévoit qu'une personne du public ne saurait être exposée à une radioactivité ajoutée de plus de 1 mSv/an, du fait des activités humaines, en dehors des activités médicales (à titre de comparaison, l'impact de la radioactivité naturelle est en moyenne de 2,4 mSv/an en France). Les limites sont plus élevées pour certains travailleurs qui font alors l'objet d'un suivi médical particulier. La limite de 1 mSv/an est une référence réglementaire fondamentale.

A l'évidence, la radioactivité d'un matériau doit être considérée, au moins, du point de vue de la protection des populations, à partir du moment où elle peut poser un problème sanitaire dans l'usage qui en est fait. Une valeur d'impact de référence souvent citée dans les recommandations internationales (par exemple, guide de sûreté AIEA N° RS-G-1.7 « Application des concepts d'exclusion, d'exemption et de libération »), et utilisée comme valeur de base pour l'élaboration de la réglementation (notamment la directive 96/29/Euratom), est une valeur de 0,01 mSv d'impact ajouté par an. Cette valeur de 0,01 mSv/an peut apparaître extrêmement faible lorsqu'on la compare à la radioactivité naturelle ; cette valeur est cependant prise aussi faible pour pouvoir considérer que l'impact radiologique ajouté est nettement négligeable par rapport à l'impact de la radioactivité naturelle. Elle permet aussi de considérer, avec un haut niveau de confiance, que l'accumulation des expositions de cette ordre de grandeur d'un nombre de sources multiples ne conduit pas à dépasser 1 mSv/an, limite réglementaire d'exposition pour le public. En dessous de cette valeur de 0,01 mSv/an, on considère souvent (notamment, actuellement, sur le plan réglementaire dans le code de la santé publique) qu'il n'est pas justifié de considérer des actions de protection du public pour des raisons de protection contre les rayonnements. Ce point de vue fait l'objet de contestation de la part de plusieurs parties prenantes, notamment lorsque cette valeur de référence est utilisée dans certains contextes réglementaires, comme la définition de seuils de radioactivité dans des biens de consommation, compte tenu des incertitudes quant à l'effet des faibles doses de rayonnement sur le long terme.

Il est à noter que cette valeur de 0,01 mSv/an citée dans la réglementation s'applique généralement aux objets. En ce qui concerne les terrains, les recommandations internationales et les réglementations des différents pays proposent un spectre de limites d'impact maximales beaucoup plus large, de 0,01 mSv/an (Allemagne) à plusieurs dixièmes de mSv/an. La justification de l'acceptabilité d'un niveau supérieur à 0,01 mSv/an est que, si l'on manipule et l'on est entouré de nombreux objets, on n'est en même temps qu'à un seul endroit, sur un seul terrain ; par conséquent, les phénomènes d'accumulation de doses issues d'origines différentes sont moins à redouter. En outre, des valeurs plus élevées que 0,01 mSv/an trouvent également leur justification dans les difficultés accrues de mesure et de caractérisation lorsqu'il s'agit d'un

terrain, et également par le fait qu'il est parfois difficile de mesurer précisément l'impact ajouté par une activité nucléaire par rapport à la pollution existante, issue notamment des retombées des essais atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl.

Les installations de gestion à long terme de déchets radioactifs, tels les stockages, sont régis par la nécessité de minimiser autant que raisonnablement possible leur impact qui ne doit cependant pas dépasser une fraction de mSv/an, à long terme, en fonctionnement normal. Les recommandations internationales et les réglementations nationales prennent généralement des valeurs situées entre 0,4 et 0,2 mSv/an (en France, 0,3 mSv/an pour les stockages de surface, et 0,25 mSv/an pour les stockages géologiques). A titre d'exemple, l'ANDRA applique uniformément la contrainte de dose de 0,25 mSv/an, pour l'ensemble des stockages, y compris en surface, sans distinction du caractère « naturel » ou « artificiel » des radionucléides. Il faut cependant noter que la limite fixée par la réglementation est assez conventionnelle car des hypothèses doivent être faites sur le mode de vie de la population à long terme. Par ailleurs, il faut aussi noter que ces contraintes en fonctionnement normal sont complétées par l'exigence d'une analyse de sûreté approfondie qui analyse les possibilités de fonctionnement dégradé, en démontrant que l'impact reste acceptable même s'il peut devenir plus important dans certaines conditions particulièrement pénalisantes mais peu probables. La justification du niveau de contrainte est similaire à celle pour un site (si l'on manipule et l'on est entouré de nombreux objets, on n'est en même temps qu'à un seul endroit, sur un seul terrain).

Les valeurs précédemment énoncées (0,01 mSv, quelques dixièmes de mSv de dose ajoutée par an) sont utilisées par quelques pays dans le domaine des radioéléments naturels (uranium, thorium et élément en filiation comme le radium et le radon). Cependant, la majorité des pays, et les recommandations internationales, considèrent les radioéléments naturels à part, avec des exigences de démonstration de respect de limites de dose ajoutée nettement supérieures, compte tenu notamment des difficultés à calculer précisément la dose réellement ajoutée du fait de l'activité. Les valeurs considérées sont alors plutôt 0,3 mSv/an, voire 1 mSv/an (cette dernière valeur est adoptée en particulier dans les pays comportant une radioactivité naturelle localement très importante : Brésil, Afrique du Sud, Australie...).

Cette situation pose clairement un problème de cohérence pour des activités nucléaires manipulant des radionucléides naturels et celles manipulant des radionucléides artificiels, dans la mesure où les différences de pratiques ne résultent pas de considérations sanitaires. En effet, il n'existe pas du point de vue sanitaire de différence entre radioactivité naturelle et artificielle.

#### **1.4. Concepts d'exemption et de libération**

La valeur de référence de 0,01 mSv sert notamment, sur le plan réglementaire, à déterminer les seuils d'exemption. Ce sont des seuils, exprimés en activité massique (Bq/g) ainsi qu'en activité totale (Bq), en dessous desquels, pour des quantités de matériaux limitées (typiquement inférieures à une tonne), on considère qu'il n'est pas nécessaire de prendre des mesures de contrôle réglementaire en matière de radioprotection pour l'utilisation des matériaux.

Ce concept de valeur d'exemption est cependant difficilement applicable au cas des radioéléments naturels qui sont généralement présents dans l'environnement à des valeurs qui induisent des expositions plus élevées. La plupart des recommandations internationales et des réglementations nationales retiennent une approche différente pour les matériaux naturels, basée sur la concentration en activité massique, comparée à la moyenne constatée dans le monde.

Tout matériau qui est en deçà des valeurs d'exemption n'entre donc jamais dans le domaine réglementé des usages de la radioactivité.

Au-delà de ces valeurs, il est réglementé. Il faut noter qu'il existe des règles de cumul et des limites en activité totale qui permettent de garantir qu'en cas d'accumulation significative de nombreuses sources toutes exemptées, on passe quand même dans le régime des activités nucléaires réglementées.

Le problème de la sortie du domaine réglementé pour un matériau, qu'on aurait par exemple décontaminé, s'appelle le problème de la libération.

Il existe différentes approches, selon les pays, de la libération du domaine réglementé des usages de la radioactivité. Certains pays mettent en œuvre des seuils de libération, exprimés en activité massique (Bq/g), soit universels (quel que soit le matériau, son origine et sa destination), soit dépendant du matériau, de son origine et de la destination. Ces seuils peuvent être plus bas que les seuils d'exemption ; ils ne peuvent être plus élevés pour une question de logique.

L'Autorité de sûreté nucléaire française contrôlant les installations nucléaires de base a, quant à elle, choisi de considérer que tout matériau entrant dans le cadre de la réglementation des usages de la radioactivité (c'est-à-dire, utilisé dans le cadre d'une activité nucléaire au sens de la réglementation) doit être considéré au moins comme déchet très faiblement radioactif (TFA) à partir du moment où il est susceptible d'avoir été mis en contact avec de la contamination radioactive ou d'avoir été activé par du rayonnement. Cette approche, les raisons qui ont conduit à sa définition, et son application, sont détaillées partie 3, §2.3.

Il faut noter que, si ces concepts d'exemption et de libération s'appliquent généralement très bien, quelle que soit l'option choisie pour la libération, aux radionucléides artificiels que l'on sait détecter spécifiquement et qui ne sont normalement pas présents dans l'environnement, leur application est beaucoup plus difficile dans le cas des radionucléides déjà présents naturellement dans l'environnement, ou présents à la suite de pollutions globales de l'environnement par des activités humaines (essais atomiques atmosphériques, accident de Tchernobyl).

### **1.5. Une définition opérationnelle du déchet radioactif pour le PNGDR-MV**

On rappelle tout d'abord qu'un déchet est, au sens du code de l'environnement, « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement, tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon ».

Est dit ultime un déchet qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques ou économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux (article L. 541-1 du code de l'environnement issu de la loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux, modifiée par la loi n° 92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement).

En cohérence avec l'approche française retenue à présent, c'est à dire l'absence de seuils universels de libération, on propose de considérer, dans le cadre du PNGDR-MV, comme déchet radioactif, les déchets suivants :

- les déchets provenant des activités nucléaires (activités réglementées en raison de la radioactivité qu'elles manipulent), qui ont été, ou sont susceptible d'avoir été contaminés par de la radioactivité ou activés, du fait de l'activité nucléaire ;
- les déchets provenant des activités manipulant de la radioactivité, mais exemptées au sens de la réglementation, qui comportent des concentrations significatives de radioactivité, ou

qui sont en nombre très important, nécessitant de prendre des mesures spécifiques (cas des détecteurs de fumée, par exemple) ;

- les déchets contenant de la radioactivité naturelle, éventuellement renforcée du fait d'une activité humaine n'utilisant pas nécessairement les propriétés radioactives des matériaux, et dont la concentration en radioactivité est telle qu'elle ne puisse pas être négligée du point de vue de la radioprotection. L'impact de la gestion de ces déchets est susceptible de dépasser la dose ajoutée de 1 mSv/an ;
- les résidus du traitement du minerai d'uranium stockés dans les installations classées.

## 2. Un tableau de bord de la gestion des déchets radioactifs pour l'élaboration du PNGDR-MV

### 2.1. Classifications usuelles des déchets radioactifs

Face à la diversité des propriétés, des origines, des localisations des déchets radioactifs, diverses classifications sont possibles.

On peut, par exemple, développer une classification par origines (type d'industrie ou d'activité humaine, secteur économique...). C'est par exemple le parti pris par l'Inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables publié par l'ANDRA. Les déchets radioactifs y sont répartis en douze catégories d'activités génératrices de déchets radioactifs.

L'Inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables présente également les déchets radioactifs en fonction de leur lieu géographique d'entreposage ou de stockage actuel, dans la continuité du rapport de l'Observatoire de l'ANDRA, régulièrement publié depuis le début des années 1990.

Une autre approche largement utilisée est quant à elle basée sur les solutions de gestion à long terme, en distinguant les déchets radioactifs en fonction de leur niveau de radioactivité et de leur durée de vie. Cette classification est aujourd'hui largement utilisée par les pouvoirs publics ; ce succès est très largement dû à son caractère pragmatique, car elle est déduite des solutions de gestion possibles. Le tableau ci-dessous résume cette classification, et comporte également la mention de quelques solutions de gestion existantes ou en projet, qui correspondent grossièrement à certaines catégories définies par les propriétés des déchets radioactifs.

Activité	Période	Très courte durée de vie < 100 jours	Courte durée de vie < 30 ans	Longue durée de vie > 30 ans
Très faible activité		Gestion par Décroissance Radioactive	Stockage dédié en surface Filières de recyclage	
Faible activité			Stockage de surface (Centre de stockage de l'Aube)	Stockages dédiés en subsurface à l'étude
Moyenne activité			sauf déchets triés, sources scellées (à l'étude)	Filières à l'étude dans le cadre du chapitre II du titre IV du livre V du code de l'environnement (loi du 30/12/1991)
Haute activité			Filières à l'étude dans le cadre du chapitre II du titre IV du livre V du code de l'environnement (loi du 30/12/1991)	

Il est important de souligner que les différentes catégories de déchets radioactifs ne sont pas définies à priori, par exemple par la biais de seuils prédéfinis ; au contraire, les limites entre catégories de déchets ne sont que la conséquence pragmatique des critères d'acceptation des déchets dans les différentes filières de gestion. En conséquence, ces limites sont difficiles à exprimer simplement car elles résultent des différentes contraintes d'exploitation et de sûreté des différentes filières de gestion. La limite entre les différentes catégories de déchets est donc complexe, dépend du radionucléide, et doit prendre en compte l'ensemble des caractéristiques du déchet qui sont importantes lorsque l'on considère la sûreté des solutions de gestion à long terme, en particulier si plusieurs radioéléments sont présents simultanément ; la toxicité chimique peut également rentrer en ligne de compte, ainsi que le mode de conditionnement.

Cette classification est extrêmement utile notamment pour bien comprendre la position relative des différentes solutions de gestion à long terme des déchets radioactifs. Elle est également plaisante de par sa simplicité. En contrepoint de cette simplicité, elle ne permet évidemment pas cependant de prendre en compte certains degrés de complexité supplémentaires. Par exemple, la plupart des sources scellées de courte durée de vie et de faible ou moyenne activité ne peuvent être pour l'instant éliminées au centre de stockage de l'Aube du fait de la concentration de radioactivité qu'elles représentent et de l'attractivité potentielle de ces objets ; ou encore, les déchets d'exploitation de l'industrie nucléaire, même s'ils contiennent généralement en très grande majorité des radionucléides à vie courte, contiennent aussi souvent des traces de radionucléides à vie longue qui doivent être pris en compte dans la démonstration de sûreté d'un stockage. Enfin, cette classification ne prend pas en compte les déchets à radioactivité naturelle renforcée produits par certaines industries n'utilisant pas nécessairement les propriétés radioactives des matières traitées. Cette classification ne prend pas non plus en compte les résidus de traitement des minerais d'uranium.

Dans le cadre de l'élaboration du PNGDR-MV, on cherche à disposer d'un tableau de bord synthétique des différentes solutions de gestion des déchets. Il ne peut pas être envisagé dans le présent document d'examiner de façon approfondie l'ensemble des familles de déchets identifiés qui aient des caractéristiques à peu près similaires, car cela ne permet pas d'avoir une vision suffisamment synthétique pour pouvoir distinguer des principes d'action. Pour mémoire, l'Inventaire de l'ANDRA distingue environ une centaine de familles de déchets radioactifs, qu'il décrit précisément de façon individuelle. Ce niveau de détail correspond à l'objectif d'un inventaire, qui est d'atteindre une exhaustivité aussi grande que possible. L'objectif est de dégager, à partir des familles de l'inventaire national de grandes catégories pour le PNGDR-MV, en matière de solutions de gestion. Cependant, examiner certaines catégories spécifiques de déchets en petites quantités est également nécessaire pour mettre en lumière certaines catégories marginales de déchets qui n'auraient pas de solution de gestion à long terme. Un équilibre a donc dû être défini dans le cadre du présent document en termes de présentation, mais qui ne remet pas en cause la nécessité de disposer par ailleurs d'un inventaire précis des différentes catégories de déchets existantes.

Il apparaît donc nécessaire, dans le cadre du PNGDR-MV, d'approfondir la réflexion sur des dimensions importantes à prendre en compte dans un tableau de bord de la gestion des déchets radioactifs, et qui ne sont pas suffisamment apparentes dans les classifications des déchets radioactifs disponibles.

## 2.2. L'importance des paramètres solvabilité du responsable / disponibilité d'une filière / évolution de la réglementation au cours du temps, dans le cadre d'un tableau de bord de la gestion des déchets radioactifs

L'ensemble des classifications usuelles des déchets radioactifs, décrites dans le paragraphe précédent, ne font pas apparaître trois facteurs tout à fait cruciaux pour la gestion des déchets radioactifs et qui ont été mis en lumière au fur et à mesure de l'élaboration du PNGDR-MV :

- le producteur du déchet est-il identifié et solvable, a-t-il conscience de produire ou de détenir des déchets radioactifs ?<sup>1</sup>
- existe-t-il aujourd'hui une solution de gestion à long terme autorisée, ou un processus opératoire de recherche visant à en définir une ?
- les solutions de gestion à long terme des déchets qui ont été mises en œuvre historiquement sont-elles conformes aux exigences actuelles, et si non, est-il justifié d'intervenir compte tenu des inconvénients que cela induit vis-à-vis du gain d'une telle intervention ?

Les deux premiers facteurs sont tout à fait importants quant à la faisabilité de la mise en œuvre de solutions de gestion, ce qui est bien l'objet du PNGDR-MV. Les problèmes de financements sont, en particulier, apparus primordiaux, compte tenu des sommes en jeu, particulièrement élevées dans le domaine du radioactif, et également, des durées caractéristiques, extrêmement longues (plusieurs décennies) dans le domaine de la mise en place de solutions de gestion à long terme des déchets radioactifs. A ce titre, le jugement sur la solvabilité du détenteur de déchet peut s'avérer délicate, notamment en dehors de l'industrie nucléaire, dans la mesure où les coûts et les durées sont souvent très supérieurs à ceux qui sont habituellement rencontrés pour d'autres types de déchets. Il est alors nécessaire de considérer la situation au cas par cas et de rechercher une solution optimale qui permette de préserver raisonnablement les intérêts de la collectivité.

Le troisième facteur est particulièrement important pour les solutions de gestion à long terme qui ont pu être mises en œuvre historiquement et qui sont interrompues ; elles sont cependant encore assez peu nombreuses.

On peut tenter de faire un tableau croisant les deux premiers paramètres cités ci-dessus ; cela donne le résultat suivant :

<b>Producteur de déchets Solution de gestion à long terme</b>	<b>Solvable</b>	<b>Non solvable (ou non identifié)</b>
<b>Existante</b>	Pas de problème (à court terme)	Nécessité de trouver un financement, par exemple, mutualisation des détenteurs, financement de service public pour l'élimination
<b>N'existe pas, mais processus de recherche active pour la définir</b>	Pas de problème tant que le producteur est prêt à financer la recherche et est suffisamment pérenne Difficulté si le détenteur n'a pas les ressources ou la pérennité nécessaire.	Se rattacher à un processus de recherche de solution de gestion à long terme en cours pour des types de déchets similaires ; les sommes en jeu sont probablement trop importantes pour un financement de service public
<b>N'existe pas, pas de recherche active pour la définir</b>	Le producteur doit mettre en œuvre une recherche de solution	Situation très problématique : entreposage de service public ?

<sup>1</sup> Selon le code de l'environnement, le producteur du déchet en est responsable jusqu'à son élimination dans une installation dûment autorisée à cet effet.

Il convient de signaler que le processus de recherche de solution ne se limite pas à la recherche d'une solution technique, mais bien opératoire, ce qui implique la recherche de site par exemple. Ce processus peut nécessiter la mise en œuvre de démarches qui ne relèvent pas de la seule responsabilité des producteurs.

Enfin, tout recours à une solution de type financement de service public suppose la recherche au préalable de la mise en œuvre des principes visant à ce que le producteur du déchet ou son détenteur ait assumé jusqu'au bout la responsabilité de l'élimination du déchet. Des mécanismes de mutualisation du risque ou l'établissement de garanties financières peuvent constituer des moyens pour éviter un recours systématique aux fonds publics.

Une hypothèse importante qui sous-tend le tableau est qu'un éventuel financement de service public pour résoudre le problème de déchets dont le producteur n'est pas solvable ou n'est pas identifié se limite forcément raisonnablement à la prise en compte de coûts marginaux qui permettent de gérer les déchets concernés dans le cadre de solutions ou de projets existants. Il paraît en effet peu envisageable, au premier abord, qu'un financement de service public soit d'un montant tel qu'il permette de développer et de mettre en œuvre des solutions de gestion dédiées, compte tenu notamment de leurs coûts dans le domaine du radioactif. Si cette hypothèse venait à être remise en cause à l'avenir pour certaines catégories de déchets, il serait nécessaire de reconsidérer cette analyse, en en tirant également des enseignements pour éviter qu'ensuite, une telle situation puisse se reproduire.

En outre, il faut bien noter qu'à ce stade, on ne considère pas les éventuels problèmes qui pourraient surgir de la partie 3 du présent document, qui est consacrée à l'examen de la cohérence des différentes solutions existantes ou en projet, qui pourrait conduire au réexamen de différentes solutions.

Des problèmes peuvent apparaître dans la reconsidération de modes de gestion à long terme de déchets radioactifs mis en œuvre dans le passé, à la lueur de l'évolution des réglementations et de la prise en compte du risque. Ces problèmes, qui sont abordés également dans la partie 3 du présent document, font généralement l'objet d'un examen au cas par cas en examinant les avantages et les inconvénients, notamment financiers ou en termes de dosimétrie et d'impact radiologique, d'interventions visant à reprendre les déchets radioactifs pour les gérer d'une façon plus proche des exigences actuelles. Cet examen au cas par cas doit être réalisé en toute transparence et en incluant une concertation avec les populations locales éventuellement concernées.

Par ailleurs, le tableau ci-dessus ne cite pas explicitement le cas, identifié lors de l'élaboration du PNGDR-MV, où le propriétaire d'un objet n'a pas conscience qu'il s'agit d'un déchet radioactif. C'est le cas, en particulier, d'objets radioactifs historiques détenus par des particuliers ou de petites collectivités (kits éducatifs, objets au radium, paratonnerres...), et parfois à leur insu. Dans ce cas, une première étape est une prise de conscience par le propriétaire. Il convient de rappeler à cet égard le principe de responsabilité du détenteur d'un déchet qui doit financer la prise en charge de ce déchet dans une filière autorisée. Néanmoins, même si celui-ci peut être solvable, il peut être considéré comme plus approprié d'organiser des campagnes de collecte de ces déchets telles que celle qui a été organisée par l'ANDRA et l'Office de protection contre les rayonnements ionisants (OPRI) en 2000 – 2001 pour les objets médicaux au radium ce qui sous-entend que des filières d'entreposage sont disponibles pour ces déchets. Dans un deuxième temps, en cas de défaillance de responsable du déchet, il peut être pertinent de prévoir un mécanisme de financement qui permettrait de subventionner la prise en charge de ces objets pour éviter qu'ils ne soient éliminés dans des filières non adaptées. Le coût élevé de prise en charge en tant qu'objet radioactif et le fait que la conscience de responsabilité du propriétaire est

souvent fortement diminuée par le nombre d'années écoulées depuis l'acquisition de l'objet, quand celui-ci n'est pas issu d'un héritage plus ou moins subi, n'exonèrent pas le propriétaire du déchet de sa responsabilité. La dangerosité potentielle de tels objets mérite que des campagnes d'information et de récupération ou des mécanismes de financement public au cas par cas soient examinées dans le cadre du PNGDR-MV.

### **2.3. Un tableau de bord de la gestion des déchets radioactifs pour le PNGDR-MV**

Il est bien évident que l'objet du PNGDR-MV est de se focaliser surtout sur les cas pour lesquels il n'existe pas de solution technique, pour lesquels le financement de la gestion des déchets est difficile, ou pour lesquels une difficulté d'identification des déchets radioactifs et de leurs producteurs subsiste. Il n'y a pas lieu de s'éterniser sur les solutions déjà opérationnelles et financées. Sur les cas où des recherches intenses sont menées, financées par des producteurs pérennes (cas, par exemple, des déchets de haute activité et à vie longue, ou des déchets faiblement actifs à vie longue), la recherche de sites pour les installations de gestion des déchets est cependant un sujet important, ainsi que la pérennité du financement et la maîtrise des coûts lorsque les recherches et le développement de solutions est prévu de durer plusieurs décennies.

Les paramètres développés dans le paragraphe précédent (solvabilité du producteur et disponibilité d'une solution de gestion), doivent cependant être complétés par des paramètres qui tiennent compte de la dangerosité intrinsèque du déchet, qui sous-tend la nécessité de la rapidité et de l'importance de la mise en œuvre de solutions de gestion adéquates. La mesure de la dangerosité intrinsèque d'un déchet est difficile, car elle dépend à la fois de l'activité du déchet, du type de radionucléides, de la forme physico-chimique, et de la quantité. Cependant, pour des raisons de simplicité, on peut, dans le cadre du PNGDR-MV, se contenter de distinguer, dans la pratique, les déchets très faiblement actifs (TFA), d'une part, et les déchets faiblement, moyennement, et hautement actifs (FMHA) d'autre part. En effet, les déchets TFA présentent une radiotoxicité faible ; ils présentent rarement un risque sanitaire immédiat à leur contact. Pour les déchets de plus forte activité, ils présentent généralement une activité qui peut induire à leur contact la dose annuelle maximale admissible pour le public en peu de temps, ou, par ingestion de faibles quantités, ce qui nécessite de prendre des mesures au moins en termes d'isolement et d'éloignement des déchets, et des précautions de manipulation.

Cette différenciation entre déchets TFA et de plus haute activité, basée sur l'impact radiologique immédiat en cas d'utilisation banalisée, est évidemment simplificateur du point de vue des filières de gestion à long terme pour lesquelles bien d'autres paramètres doivent être pris en compte, comme notamment la toxicité et la réactivité chimique. Les déchets tritiés sont ainsi classés dans la catégorie des déchets FMHA, alors que l'impact de la gestion de ces déchets est a priori faible. Cependant, il s'agit d'un paramètre tout à fait primordial en ce qui concerne la rapidité nécessaire des pouvoirs publics en cas de découverte d'un déchet dans une situation non contrôlée. Elle est donc retenue ici même s'il faut être conscient qu'il s'agit d'une simplification qui pourrait poser des problèmes pour des déchets TFA de réactivité ou de toxicité chimique particulièrement importante.

Il apparaît également important de prendre en compte, pour définir des solutions de gestion à long terme de déchets radioactifs, un principe de proportionnalité vis-à-vis du risque et d'optimisation entre les coûts (financiers, humains, etc) et les bénéfices attendus de la mise en place d'une solution de gestion précise. Ce principe est difficile à appliquer simplement, notamment parce qu'il exige de considérer des coûts et des bénéfices sur différentes périodes temporelles parfois très éloignées dans le futur.

On aboutit finalement à un tableau de bord de la gestion des déchets radioactifs en France pour l'élaboration du PNGDR-MV, dont le modèle est exposé dans le tableau 1.

Ce tableau est notamment basé sur deux hypothèses issues de l'état actuel de la situation en France en matière de gestion à long terme des déchets radioactifs, qui constituent, de fait, un acquis précieux :

- le site de stockage TFA devrait permettre de prendre en charge, sauf exception, tout type de déchets TFA tant qu'ils ne représentent pas des volumes trop importants ;
- compte tenu de l'existence de l'industrie électronucléaire, il existe des déchets de haute activité à vie longue. On suppose qu'il n'existe pas par ailleurs de déchets radioactifs plus dangereux. Du fait que des recherches sont menées sur les déchets radioactifs de haute activité à vie longue pour leur gestion à long terme, il existera toujours, à terme, une solution de gestion pour tous les types de déchets radioactifs, de façon marginale par rapport aux déchets de l'industrie, même si celle-ci peut être très coûteuse.

Ce tableau de bord devrait pouvoir évoluer dans les prochaines années, normalement dans le sens d'une diminution des quantités de déchets sans solution de gestion opérationnelle. Il serait donc nécessaire de le remettre à jour périodiquement, ainsi que le PNGDR-MV dans son ensemble.

Existence de la solution de gestion à long terme →		Existe	N'existe pas mais recherches / projets en cours	N'existe pas, pas de recherches / projets en cours
Dangerosité du déchet ↓	Producteur / propriétaire du déchet ↓			
Faible (TFA)	Conscient, solvable	Pas de problème	existence du stockage TFA	Ne devrait normalement pas exister : le producteur est responsable d'entreprendre les recherches adéquates
	Non conscient, solvable	Pas de problème, nécessité de prise de conscience, éventuellement de subvention	Situation normalement impossible : disponibilité du stockage TFA, dans les limites d'acceptation du centre	
	Conscient ou non conscient, non solvable	Un mécanisme de collecte pourrait être envisagé, accompagné d'un éventuel financement de service public si nécessaire	Situation normalement impossible : disponibilité du stockage TFA, dans les limites d'acceptation du centre, avec subvention publique si nécessaire	
Forte (>FA)	Conscient, solvable	Pas de problème	Pas de problème si le producteur est pérenne (ou mise en place de garanties financières)	Ne devrait normalement pas exister : le producteur est responsable d'entreprendre les recherches adéquates
	Non conscient, solvable	Normalement la détention de tels objets est soumise à autorisation, pour éviter cette situation. Cas rares historiques, intervention de service public	Pas de problème si le producteur est pérenne (ou mise en place de garanties financières)	Le producteur est en théorie responsable d'entreprendre les recherches adéquates. Recherche de solutions de prise en charge marginale dans des solutions de gestion à long terme existantes ou en projet.
	Conscient ou non conscient, non solvable	Normalement la détention de tels objets est soumise à autorisation, avec garanties financières, pour éviter cette situation. Cas rares historiques, intervention de service public	Entreposage de service public dans un premier temps. Solution à rechercher de façon marginale dans les projets liés aux déchets de l'industrie	

Tableau 1 : Modèle de tableau de bord de la gestion des déchets radioactifs en France

### **3. L'application de ce tableau de bord aux déchets radioactifs**

Les grandes catégories de déchets radioactifs ont été placées dans le tableau de bord.

Les différentes catégories sont celles qui sont considérées dans le cadre du PNGDR-MV comme regroupant en un nombre limité de catégories des ensembles de déchets radioactifs de caractéristiques comparables quant à leur gestion. Elles recouvrent l'ensemble des déchets radioactifs identifiés dans l'Inventaire national. Elles sont décrites plus précisément dans la suite de la partie 1.

Le résultat est décrit page suivante, dans le tableau 2.

**Tableau 2 : Déchets radioactifs identifiés dans le cadre du PNGDR-MV (2005)**

Existence de la solution de gestion à long terme →		Existe	N'existe pas mais recherches/ projets en cours	N'existe pas, pas de recherches / projets en cours
Dangerosité du déchet ↓	Producteur/ propriétaire du déchet ↓			
Faible (TFA)	Conscient, solvable	Déchets d'exploitation ou de démantèlement TFA des activités nucléaires, y compris une partie des déchets tritiés  Déchets à radioactivité naturelle renforcée (industrie solvable)  Une part des déchets miniers des mines d'U  Déchets et effluents des activités de recherche		
	Non conscient, solvable	Déchets à radioactivité naturelle renforcée issus de l'industrie, non encore identifiés		Détecteurs ioniques de fumée
	Conscient ou non conscient, non solvable	Déchets issus de l'assainissement de sites pollués ; une part des déchets miniers des mines d'U (stériles...)  Déchets à radioactivité naturelle renforcée issus d'activités historiques		
Forte (>FA)	Conscient, solvable	Déchets d'exploitation FA-MA VC de l'industrie électronucléaire (et assimilés « petits producteurs »)  Quelques sources scellées usagées  Déchets à vie courte des activités industrielles, médicales et de recherche  Déchets à risques mixtes (radiologique et chimique ou biologique)	Déchets FAVL de l'industrie électronucléaire (graphite)  Une partie des déchets radifères  Déchets MAVL et HA de l'industrie nucléaire (recherches au titre de la loi du 30/12/1991)  Majorité des déchets tritiés  Sources scellées usagées  Déchets liquides organiques très contaminés	
	Non conscient, solvable	Eventuellement, certaines sources anciennes non répertoriées (kits éducatifs...)	Sources anciennes non répertoriées (kits éducatifs...)	Une partie des aiguilles de radium, objets au radium, paratonnerres au radium
	Conscient ou non conscient, non solvable	Certains déchets issus de l'assainissement de sites pollués	Une partie des déchets radifères	Une partie des aiguilles de radium, objets au radium, paratonnerres au radium

On constate tout d'abord, que beaucoup de déchets sont dans la catégorie « producteur conscient, et solvable », et que de plus, aucune situation n'a été effectivement identifiée dans ce cas qui ne fasse pas l'objet de recherche effective de solutions, ce qui est rassurant.

Les déchets pour lesquels se posent des problèmes de prise de conscience de leur détention ou de solvabilité sont soit des déchets historiques, ou conséquence d'activités historiques, soit des déchets qui n'ont pas encore été identifiés comme présentant un risque conséquent du fait de la radioactivité, notamment lorsqu'ils sont issus de procédés conduisant à renforcer leur contenu en radioéléments naturels.

Un point peut être effectué sur les quantités de déchets en jeu, en se basant sur la référence de l'Inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables.

On constate que les filières existantes de gestion des déchets radioactifs correspondent à la majorité du volume de déchets existants ou engagés par l'industrie nucléaire actuelle. Les recherches et projets en cours concernent des volumes de déchets plus faibles, mais comprennent notamment les déchets de haute activité à vie longue, qui contiennent la majorité de la radioactivité.

Enfin, on constate finalement que les déchets placés dans le tableau de bord comme n'ayant pas de solution de gestion pour le moment ne concernent que de très faibles volumes de déchets contenant une radioactivité, qui, si elle n'est parfois pas négligeable du point de vue de la radioprotection, ne représente pas globalement une quantité de radioactivité très importante en regard de celle qui doit être gérée pour d'autres types de déchets. Cependant ces déchets sont présents d'une façon beaucoup plus répartie et souvent beaucoup moins contrôlée sur l'ensemble du territoire, ce qui pose le problème de leur identification et de leur récupération.

Ce tableau de bord semble donc donner globalement une vision assez satisfaisante de la situation en France, puisque la très grande majorité des déchets radioactifs apparaît disposer d'une filière de gestion existante ou en projet. Cependant, il est aussi nécessaire de résorber au plus vite la situation des quelques déchets radioactifs sans filière en projet, ainsi que de garantir que les projets en cours aboutiront effectivement à des solutions de gestion opérationnelles.

Le reste de la partie 1 détaille les points saillants associés à chaque catégorie de déchets identifiée dans le cadre du PNGDR-MV.

## 4. Description des points saillants des modes de gestion de chaque catégorie de déchets identifiée

### 4.1. Les déchets de faible dangerosité radiologique

#### 4.1.1. *Les déchets de faible dangerosité radiologique dont le producteur est conscient et solvable,*

On trouve dans cette catégorie les déchets TFA issus de l'exploitation ou de démantèlement d'activités nucléaires (industrie électronucléaire, mais également autres activités industrielles, de recherche ou médicales catégorisées comme activités nucléaires). On trouve également les déchets à radioactivité naturelle renforcée issus d'industries qui n'utilisent pas les propriétés radioactives des matériaux qu'elles manipulent. Enfin, on trouve également dans cette catégorie les déchets miniers issus des mines d'uranium, du moins une partie d'entre eux. Ces différentes catégories de déchets sont décrites dans les paragraphes suivants.

##### 4.1.1.1. Les déchets TFA issus de l'exploitation ou du démantèlement d'activités nucléaires (déchets dont le producteur est conscient et solvable, de faible dangerosité radiologique)

###### *Les installations nucléaires de base*

Dans le cas des installations nucléaires de base, la notion de déchets TFA et de zonage déchets sont issus de l'arrêté interministériel du 31 décembre 1999 fixant la réglementation technique générale destinée à prévenir et limiter les nuisances et les risques externes résultant de l'exploitation des installations nucléaires de base. La définition de déchet TFA est basée sur la provenance du déchet et non sur la mesure de sa radioactivité. Le zonage déchets de l'installation, obligatoire et soumis à l'approbation de l'ASN, doit donc séparer les zones à déchets nucléaires (où les déchets sont susceptibles d'avoir été contaminés ou activés lors de l'exploitation de l'installation) des zones à déchets conventionnels. L'établissement du zonage doit être effectué avec précaution, et doit être d'abord basé sur une analyse du fonctionnement de l'installation et sur son historique. Les mesures de radioactivité ne doivent servir que de confirmation.

Dans le cas du démantèlement, le zonage à mettre en œuvre est un peu différent de celui qui est utile lors de l'exploitation de l'installation, car il s'agit de s'attaquer aux éléments structuraux de l'installation. L'approche mise en œuvre est cependant similaire dans son principe.

Tout déchet sortant de zone à déchets nucléaires est considéré au moins comme un déchet TFA. Il est géré à long terme comme tel dans le stockage dédié TFA récemment ouvert par l'ANDRA dans l'Aube (cf. partie 3, §2.3.4).

###### *Les autres activités nucléaires*

Pour les autres activités nucléaires, il n'existe pas d'approche générale similaire, en termes de définition d'un déchet radioactif. La définition usuellement utilisée est dérivée de celle qui est mise en pratique dans les installations classées (voir par exemple l'arrêté du 30 décembre 2002 relatifs au stockage de déchets dangereux ou l'arrêté du 31 décembre 2004 relatif aux installations de stockage de déchets industriels inertes provenant d'installations classées), et issue des directives européennes : un déchet radioactif est un « déchet qui contient un ou plusieurs radionucléides dont l'activité et la concentration ne peuvent être négligées du point de vue de la radioprotection ». Cette définition a l'avantage d'être basée sur l'impact effectif en termes de radioprotection du déchet, mais présente des difficultés pour un producteur occasionnel de

déchets, sauf à exiger la rédaction systématique d'une étude d'impact, à moins de se rapprocher des études entreprises pour définir des seuils de libération universels qui prennent en compte un certain nombre de scénarios d'utilisation plausibles (les avantages et inconvénients de cette approche sont discutés à la partie 3, §2.3.1).

Ce sujet doit être abordé dans le cadre du développement d'un arrêté sur la gestion des déchets et effluents dans les activités nucléaires réglementés au titre du code de la santé publique. Dans ce sens, il peut être envisagé d'élargir à d'autres installations cette approche basée sur la gestion en amont des déchets radioactifs par l'intermédiaire d'un zonage déchets approprié figurant dans un plan de gestion des déchets radioactifs. Par ailleurs, les risques présentés par les différents types d'activités nucléaires sont très différents d'un type à l'autre. Il est nécessaire de tenir compte de ces particularités en adaptant les approches et les exigences au niveau du risque.

Le sujet de la gestion des déchets lors du démantèlement de bâtiments ayant abrité des activités nucléaires hors INB est un sujet qui a été assez peu abordé par la réglementation jusqu'à présent, en dehors des textes généraux portant sur la remise en état des sites lors de l'arrêt de l'exploitation d'activités nucléaires. Un travail doit également être mené sur ce point dans les prochaines années.

On peut noter que quelques anciennes INB ont pu être déclassées en ICPE avant la fin des années 1990. Elles contiennent toujours un terme source radiologique non négligeable, et la question peut se poser de la nécessité d'un traitement spécifique quant à leur démantèlement final aujourd'hui.

De manière opérationnelle, les opérations de démantèlement de bâtiments ayant abrité des activités nucléaires, en dehors des installations nucléaires de base, donne lieu actuellement à la production effective d'un faible flux de déchets TFA pris en charge par l'ANDRA.

*4.1.1.2. les déchets à radioactivité naturelle renforcée  
(déchets dont le producteur est conscient et solvable, de faible dangerosité radiologique)*

Les déchets à radioactivité naturelle renforcée sont issus d'activités le plus souvent industrielles qui ne visent pas à utiliser la radioactivité. Cependant, soit que les matières premières utilisées sont déjà naturellement concentrées en éléments radioactifs (minerais), soit que le procédé mis en jeu concentre malencontreusement les éléments naturellement radioactifs dans certains flux de matière, ou par l'addition des deux phénomènes, des résidus sont produits qui contiennent de la radioactivité naturelle sous une forme concentrée, jusqu'à ce que des problèmes de radioprotection se posent éventuellement.

*Acceptation de déchets à radioactivité naturelle renforcée en centre d'enfouissement technique (CET)*

L'arrêté du 30 décembre 2002 relatifs au stockage de déchets dangereux interdit l'élimination des déchets radioactif dans ces centres. Par déchet radioactif, il convient d'entendre, au sens de l'arrêté susmentionné, « tout déchet qui contient un ou plusieurs radionucléides dont l'activité et la concentration ne peuvent être négligées du point de vue de la radioprotection ». Il s'agit d'une définition essentiellement qualitative, basée sur l'impact des déchets.

Les déchets doivent être impérativement caractérisés préalablement à leur réception par le centre qui doit mettre également en œuvre, au titre d'une ligne de défense supplémentaire de précaution, une procédure de détection de la radioactivité. En cas de déclenchement du système de mesure, l'exploitant doit en informer les autorités.

Une circulaire du 10 juin 2003 relative aux installations de stockage de déchets dangereux est venue préciser :

- l'importance primordiale de la caractérisation de base du déchet, le système de détection de la radioactivité à l'entrée du centre de traitement de déchets n'étant qu'une ligne de défense supplémentaire ;
- la possibilité pour ce type d'installation de recevoir des déchets contenant des radionucléides naturels, mais dont l'activité et la concentration peuvent être négligées du point de vue de la radioprotection. Dans ce cas, une étude d'impact doit être réalisée, démontrant l'absence d'impact pour la population la plus exposée (le personnel de l'installation).

Les centres de stockage de déchets ménagers et assimilés et les incinérateurs de déchets dangereux, non dangereux ou présentant un risque infectieux sont réglementés respectivement par l'arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux décharges existantes et aux nouvelles installations de stockage de déchets ménagers et assimilés et les arrêtés du 20 septembre 2002 relatif aux installations d'incinération et de co-incinération de déchets non dangereux et aux installations incinérant des déchets d'activités de soins à risques infectieux et relatif aux installations d'incinération et de co-incinération de déchets dangereux. Ces arrêtés prévoient l'interdiction de la réception de déchets radioactifs dans ces installations, et la nécessité de mettre en œuvre un procédé de détection de la radioactivité.

Un groupe de travail a été mis en place par la [Direction de la prévention des pollutions et des risques \(DPPR\)](#) du Ministère de l'écologie et du développement durable pour élaborer des fiches destinées à harmoniser les procédures en cas de déclenchement des systèmes de détection de la radioactivité.

L'objectif du portique de détection est d'alerter l'exploitant du risque éventuel. Le déclenchement de portique est le plus souvent dû à la réception de déchets hospitaliers contaminés par des produits radioactifs, qui peuvent être gérés par décroissance. On dénombre en moyenne deux

déclenchements par an et par site, dont la plupart sont dus à des radionucléides à vie courte issus d'usages médicaux. Dans la situation actuelle, il ne paraît pas pertinent d'augmenter les seuils de détection des portiques, qui garantissent que des précautions minimales sont prises, même si elles ne sont heureusement pas souvent nécessaires. En outre, les fréquences de déclenchement restent gérables par les exploitants d'installations de traitement de déchets. Il convient de signaler que les seuils de détection des portiques de contrôle sont réglés en fonction du bruit de fond du site, c'est à dire du niveau de radioactivité dans l'environnement du site. Après concertation avec l'administration, ces seuils sont fixés sous la responsabilité de l'exploitant du centre de traitement et d'élimination du déchet.

Par ailleurs, une démarche pour étudier l'acceptabilité des déchets à radioactivité naturelle renforcée dans les centres d'enfouissement technique est examinée dans le cadre du groupe de travail sur les déclenchements de portique. Bien qu'il n'y ait pas lieu de faire de différence entre radioactivité naturelle et artificielle du point de vue de l'impact sanitaire, il n'est pas prévu d'ouvrir cette démarche à l'acceptation de déchets TFA provenant d'activités nucléaires, pour des raisons d'acceptation du public. Elle est donc strictement limitée aux déchets à radioactivité naturelle renforcée.

La DPPR prépare à cet effet un guide méthodologique d'évaluation de l'impact radiologique du stockage de déchets à radioactivité naturelle renforcée dans les centres d'enfouissement technique. Cette démarche soulève des remarques, notamment sur l'acceptabilité de la méthode, qui réside sur l'évaluation de l'impact au travailleur le plus exposé. Le guide doit permettre d'assurer une bonne qualité de l'évaluation. La DPPR rappelle que des déchets qui seront jugés acceptables en CET sont des déchets jugés non radioactifs, au sens de la réglementation sur les installations de stockage de déchets dangereux, du fait que « leur activité et leur concentration peuvent être négligées du point de vue de la radioprotection ».

Les orientations actuelles visent à l'élaboration d'un guide technique à l'attention des industriels et des experts et un recueil de fiches permettant de répondre aux questions suscitées par la démarche (pourquoi un portique à l'entrée d'un CET, qu'est-ce qu'un déchet à radioactivité naturelle renforcée...). Ce travail est en cours de finalisation.

#### *Réglementation des activités mettant en œuvre des matières à radioactivité naturelle renforcée*

L'arrêté du 25 mai 2005 préparé par la DGSNR, la DPPR et la Direction des relations du travail (DRT), dans le cadre de la transposition de la directive 96/29/Euratom du Conseil du 13 mai 1996 fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants est paru au Journal officiel le 1<sup>er</sup> juin 2005. Cet arrêté fixe :

- la liste des activités ou des catégories d'activités professionnelles mettant en œuvre des matières premières contenant naturellement des radionucléides, non utilisés en raison de leurs propriétés radioactives, susceptibles de générer ou manipuler des déchets à radioactivité naturelle renforcée.

La liste des activités concernées est présentée. Les activités concernent par exemple :

- l'extraction et le traitement du pétrole et du gaz naturel ;
- la mise en œuvre du zircon, du badaleyite, d'engrais phosphatés....

La DPPR et la DGSNR ont lancé une enquête auprès des Directions Régionales de l'Industrie de la Recherche et de l'Environnement (DRIRE), des industriels potentiellement concernés, de l'ANDRA, des associations et de différents services administratifs afin de préciser le champ d'une réglementation concernant ce type d'activité. Les résultats de cette enquête permettront de définir

la nature des actions réglementaires à mettre en œuvre, notamment pour ce qui concerne le devenir des déchets contaminés par des éléments radioactifs.

4.1.1.3. *les déchets issus des anciennes mines d'uranium*  
(déchets dont le producteur est conscient et soluble, de faible dangerosité radiologique)

Des mines d'uranium ont été exploitées en France entre 1948 et 2001, conduisant à la production de 76 000 tonnes d'uranium. On compte environ 180 sites miniers d'extraction, le traitement des minerais quant à lui a été effectué dans 8 usines.

*Résidus du traitement du minerai*

La quantité de résidus peut être évaluée à 50 millions de tonnes au total. Les résidus sont stockés sur 17 sites. Il existe deux types de résidus de traitement du minerai, qui ne présentent pas la même activité massique : les activités massiques moyennes en radium sont de 3,8 Bq/g pour les résidus issus de la lixiviation statique (environ 20 Mt) et de 29 Bq/g pour ceux issus de la lixiviation dynamique (environ 30Mt).

Les sites de stockage ont été installés à proximité des installations de traitement de minerai d'uranium dans d'anciennes mines à ciel ouvert ou dans des bassins fermés par une digue de ceinture ou encore derrière une digue barrant un talweg. Ces stockages de un à quelques dizaines d'hectares renferment quelques milliers à plusieurs millions de tonnes de résidus.

Avec la fermeture progressive des exploitations minières, le réaménagement de ces sites a consisté en la mise en place d'une couverture solide sur les résidus pour assurer une barrière de protection géomécanique et radiologique permettant de limiter les risques d'intrusion, d'érosion, de dispersion des produits stockés et ainsi que ceux liés à l'exposition externe et interne (radon) des populations alentours. Les résultats des mesures réalisées sur les stockages sont du même ordre de grandeur que ceux des mesures dans l'environnement du site.

Un dispositif de surveillance établi à partir de l'analyse de l'ensemble des voies de transfert et d'exposition et de l'identification des groupes de population susceptibles d'être le groupe le plus exposé. Les résultats montrent le respect de la limite de dose efficace ajoutée de 1 mSv/an.

Du point de vue réglementaire, les résidus sont considérés comme des résidus industriels soumis aux dispositions prévues par le titre 1<sup>er</sup> du livre V du code de l'environnement relatif aux installations classées pour la protection de l'environnement et par le décret du n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pris pour l'application de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement. Les stockages de relèvent de la rubrique 167.

Avant la mise en place de cette réglementation, ces stockages ont été autorisés par des actes administratifs pris au titre du code minier en tant que dépendances des mines ou selon la réglementation relative aux établissements dangereux, insalubres et incommodes (loi du 19 décembre 1917).

Avec la fermeture progressive des sites miniers, une série d'actions a été engagée par les pouvoirs publics en vue de définir et d'appliquer une doctrine en matière de réaménagement des sites de stockage :

- note d'instruction technique relative aux installations de traitement des minerais d'uranium (note n° 86/5 du 29 janvier 1986) définissant les modalités de d'exploitation applicables à ces installations ;
- rapport Barthélémy – Combes du 9 juin 1993, « Déchets faiblement radioactifs - 1<sup>ère</sup> partie : stockage de résidus de traitement de minerai d'uranium », élaboré à la

demande du ministre en charge de l'environnement et définissant les objectifs et les conditions techniques de réaménagement des stockages. Il avait été précédé en 1991 d'un rapport de la commission d'examen des dépôts de matières radioactives présidés par Pierre Desgroupes ;

- doctrine de réaménagement des stockage de résidus élaborés par l'Institut de protection et de sûreté nucléaire (IPSN, auquel a succédé l'IRSN) (21 décembre 1998) :
  - pour l'évaluation de l'impact radiologique (rapport IPSN-DPRE/SERGD/01-53 de novembre 2001, « méthode d'évaluation de l'impact des sites de stockage de résidus de traitement de minerais d'uranium ») ;
  - pour l'évaluation de la stabilité des digues (rapport BRGM/RP-51068-FR de septembre 2001, « Méthodologie d'évaluation de la stabilité des digues à stériles uranifères - Application à deux sites pilotes ») ;
- contrôle des installations (vérification du respect des limites de doses et vérification de la stabilité des digues de hauteur significative).

Cette vérification se heurte à une difficulté pratique d'évaluation de la dose ajoutée reçue par un membre du public, compte tenu notamment de la radioactivité naturelle déjà présente localement et de l'absence de réalisation de point zéro à l'ouverture des mines. Le souci de réduction du niveau d'exposition, requis notamment en application du principe d'optimisation, est pris en compte lors de la phase de réaménagement.

A l'issue des vérifications en cours, les pouvoirs publics comptent aborder plus précisément la question de la pérennité à long terme des sites en envisageant les conditions d'un passage en phase de surveillance passive. Cette question pose des problèmes de cohérence avec les modes de gestion d'autres types de déchets, qui sont abordés partie 3, §4.1.

#### *Sites d'extraction de mines*

Des actions sont également menées pour recenser l'ensemble des sites d'extraction de minerai et l'ensemble des données historiques ou de surveillance de l'environnement qui peuvent y être associés. C'est l'objet du programme MIMAUSA (Mémoire et Impact des Mines d'urAniUm : Synthèse et Archives), mis en œuvre par l'IRSN sous l'égide des pouvoirs publics.

Néanmoins, les sites d'extraction eux-mêmes (en dehors des zones de traitement du minerai et de stockage des résidus de traitement), une fois réaménagés, ne posent pas généralement de problèmes de radioprotection. En effet, la radioactivité qui y était naturellement présente a été ôtée, et les radioéléments encore présents à une concentration de minerai ne le sont qu'à une profondeur importante. En outre, les sites français ne présentent pas des problèmes importants d'acidification des eaux souterraines de par la composition pétrologique des gisements, et donc ne posent pas de problèmes majeurs en terme de qualité des eaux souterraines. Il convient toutefois de signaler que certains sites hébergent des verses à stériles qui peuvent s'avérer nécessiter des actions de surveillance ou de réhabilitation particulières.

#### *Le cas des stériles*

Un dernier sujet est associé aux sites miniers : il s'agit des stériles. Ce ne sont pas des déchets au sens du code de l'environnement, car ce sont des roches concassées, qui n'ont pas subi de traitement chimique particulier. Cependant, il paraît utile d'évoquer leur cas ici dans la mesure où un amalgame est souvent réalisé entre résidus miniers (qui sont des déchets de procédé) et stériles miniers.

L'extraction de minerai, notamment dans les mines à ciel ouvert, impose généralement d'extraire également des roches environnantes, considérées comme stériles, c'est-à-dire dont la teneur en uranium est inférieure à la teneur minimale récupérable économiquement. Néanmoins, les mines étant situées dans des régions naturellement riches en uranium, et la définition de stérile étant uniquement relative au caractère économique de la récupération de l'uranium, les stériles miniers ont généralement des teneurs en radioéléments naturels plus élevés que la moyenne. Pour donner une idée des ordres de grandeur, on peut généralement considérer comme stérile des roches dont la teneur en uranium ne dépasse pas 0,03%, mais cette teneur de coupure varie selon les conditions locales.

A l'occasion de l'extraction du minerai, de grandes quantités de stériles sont également extraites (bien que l'exploitant minier cherche généralement à en minimiser les quantités). Cependant, contrairement au minerai, ces roches ne subissent pas de traitement mécanique ou chimique spécial. Au début de l'exploitation des mines d'uranium, ces roches étaient mises à la disposition des riverains qui pouvaient avoir besoin de matériau pour des remblais. A partir de 1982, COGEMA, en liaison avec le Service central de protection contre les rayonnements ionisants (SCPRI), a mis en place un registre de cession permettant d'assurer une meilleure traçabilité des stériles. Cependant, ces registres ne donnent pas d'indication pour les sites fermés avant 1982. La modification du code minier intervenue en 1990 a encadré de façon plus stricte la gestion des matériaux issus de l'exploitation minière en rendant obligatoire l'établissement de plan de gestion pour les produits solides de teneur supérieure à 0,03%. C'est pourquoi des stériles se retrouvent aujourd'hui dans les environs des mines sur des propriétés de particuliers, ou d'autres usages, sans que leurs quantités aient fait l'objet d'estimations précises.

Il n'est pas évident de savoir si ces stériles peuvent poser des problèmes sanitaires spécifiques : leur activité intrinsèque est faible, mais ils peuvent donner lieu à l'émission de radon qui peut, dans certaines conditions défavorables, se concentrer dans des habitations sus-jacentes. Cependant, ils sont présents dans des régions qui présentent naturellement des affleurements de roches riches en radioactivité naturelle, et dans lesquelles il existe donc déjà naturellement des conditions analogues (notamment, lors de travaux de construction d'infrastructures). Ces régions se caractérisent, de plus, généralement par une grande hétérogénéité de la radioactivité naturelle. Sauf d'éventuels rares cas très spécifiques associés à des conditions très défavorables, le problème des stériles rejoint le problème de la protection de la population dans les régions à radioactivité naturelle plus élevée que la moyenne. Dans ce cadre, un plan de prévention des risques liés au radon est actuellement mis en œuvre par les pouvoirs publics, indépendamment des sites d'extraction minière. Il conviendrait peut-être de réfléchir à une prolongation de ce plan de prévention aux travailleurs qui réalisent des travaux conduisant à manipuler des quantités importantes de matériaux naturels extraits du sol et du sous-sol dans ces régions (travaux d'infrastructures, carrières, etc).

La nécessité éventuelle d'une action des pouvoirs publics, et les modalités pratiques d'une telle action, alors que le nombre des possesseurs de ces stériles est assez mal connu et que ces détenteurs ne sont pas identifiés, est une question qui doit donc être traitée dans le cadre plus large de la gestion des régions à radioactivité naturelle élevée, sauf cas spécifiques.

4.1.1.4. *Les déchets et effluents TFA issus des activités de recherche (déchets dont le producteur est conscient et soluble, de faible dangerosité radiologique)*

On a choisi de décrire ici la situation des déchets issus des activités de recherche. Il existe un certain recouvrement avec les déchets issus des activités médicales, dont la problématique est exposée dans le §4.2.1.1.2. Les déchets issus des activités médicales de diagnostic ou de thérapie ont généralement des activités assez importantes, mais des vies très courtes. Les radioéléments mis en œuvre dans les activités de recherche le sont généralement en petites quantités mais ils peuvent être très variés, dont un certain nombre à vie longue. Certains de ces déchets possèdent une certaine dangerosité radiologique ; des renvois sont alors effectués vers les paragraphes adéquats.

Les activités de recherche sont menées dans des organismes de taille et de fonction différentes. On peut distinguer, du point de vue de la gestion des déchets radioactifs, trois catégories principales :

- les établissements de recherche biologique, médicale et biomédicale ;
- les établissements de recherche en physique ;
- les universités.

4.1.1.4.1. *Les établissements de recherche biologique, médicale et biomédicale*

La présente synthèse est issue de présentations par le CEA (direction des sciences du vivant), et par les sociétés pharmaceutiques Aventis et Pierre Fabre, faites devant le groupe de travail d'élaboration du PNGDR-MV. Les caractéristiques des déchets qui sont produits dans ces entités sont très probablement extensibles à tous types d'activités de recherche biologique, médicale et biomédicale.

En préliminaire, il faut noter que certaines recherches médicales et paramédicales sont effectuées par des laboratoires qui peuvent se trouver géographiquement à l'intérieur d'enceintes hospitalières : les déchets issus de cette recherche sont alors gérés par les services de l'hôpital, conjointement avec les déchets issus des activités de soin. Il existe donc un lien fort avec la gestion des déchets dans les hôpitaux (cf. §4.2.1.1.2).

Les principaux domaines de recherche sont :

- l'étude des effets de rayonnements ionisants sur la matière vivante, au niveau des cellules, tissus et organisme ;
- les applications de technologies issues du nucléaire à la santé et aux biotechnologies (marquage isotopique et détection de rayonnements ionisants) ;
- les recherches en radiobiologie,
- les recherches en radiotoxicologie,
- les recherches en pharmacologie, l'élément radioactif étant inséré dans une molécule dont on souhaite étudier le devenir biologique.

Les principaux radionucléides mis en œuvre sont, soit de période courte (fluor 18, phosphore 32, phosphore 33, soufre 35, iode 125, ...), soit de périodes longues et moyennes, comme le carbone 14 et le tritium.

Les déchets contaminés par des radionucléides de très faible durée de vie sont gérés par décroissance, puis sont orientés vers des filières de déchets chimiques, biologiques ou ordinaires. Les effluents gérés par décroissance peuvent être rejetés dans des eaux usées. Les déchets contaminés par des radionucléides de période supérieure à 100 jours sont soit envoyés à

l'ANDRA, soit parfois entreposés sur le site lorsqu'ils présentent une contamination inférieure à 100 Bq/l.

Les types de sources utilisés sont sous forme de sources scellées (en faible nombre) et surtout, de sources non scellées : solutions (tampons ou solvants), lyophilisats.

L'objectif est souvent, et notamment en pharmacologie, d'utiliser ces substances radioactives en faibles quantités unitaires dans des contaminants de différents types (substances chimiques actives pharmacologiquement, simples ou complexes, solvants organiques inflammables tels qu'éluant HPLC ou irritant, substances biologiques comme des cultures cellulaires ou d'autres tissus). Ces substances sont utilisées dans des tests *in vivo* et *in vitro* : biodisponibilité, tests biochimiques.... L'ordre de grandeur de l'activité mise en œuvre varie souvent de quelques kBq à quelques MBq. Les contaminants associés sont :

- des substances chimiques actives pharmacologiquement à caractère potentiellement toxique de faible concentration de l'ordre du micromolaire ;
- des solvants organiques inflammables tels que éluants HPLC, substances irritantes le cas échéant ;
- des substances biologiques non pathogènes.

Les déchets générés sont par conséquent très divers : sous forme solide (matériels jetables, gants, papier absorbant), liquide (solutions aqueuses et organiques, voire diphasiques), mixtes liquides solides (fliales de comptage, plaque à puits), voire putrescibles (cadavre d'animaux, litières et fécès, organes isolés, sang).

En revanche, l'activité des déchets est généralement faible : pour les déchets liquides, les activités sont le plus souvent inférieures à 37 MBq par litre ; pour les déchets mixtes, ces activités sont généralement du même ordre de grandeur. Enfin, les activités des déchets putrescibles sont souvent inférieures à 3,7 MBq par kg.

En matière de déchets, une première classification s'opère en distinguant les déchets solides et les déchets liquides.

#### *a. Les déchets solides*

Parmi les déchets solides, 4 types de déchets sont identifiés, qui possèdent une filière de gestion à long terme :

- les déchets carbonés ou légèrement tritiés ( $< 1\text{GBq } ^3\text{H/fût}$ ) qui sont pris en charge par l'ANDRA (ils sont en partie compactés et stockés au Centre de stockage de l'Aube, CSA, et en partie incinérés à CENTRACO, puis les cendres résultantes sont stockées au CSA).
- les déchets putrescibles. Ils sont incinérés à CENTRACO et les cendres sont stockées au CSA ;
- les déchets volumineux carbonatés tritiés. Ils sont conditionnés dans des caissons à injecter, puis enrobés et stockés au CSA ;
- les déchets TFA qui sont stockés au Centre de stockage TFA.

Les flux annuel de déchets sont très faibles par rapport aux flux de déchets issus de l'industrie nucléaire.

Dans le cas particulier du CEA, on peut trouver aussi des déchets tritiés « dégazants », d'assez forte activité spécifique. Ils sont constitués de matières cellulose et plastiques, ou de déchets en verre, de métaux ferreux ou non-ferreux. Ces déchets sont entreposés au CEA de Valduc au rythme d'environ 25 fûts par an, et sont donc gérés dans le flux de déchets tritiés, qui sont majoritairement issus des activités liées à la défense nationale (cf. §4.2.1.3.3).

### *b. Les déchets liquides*

Les déchets liquides présentent plus de catégories spécifiques. Les déchets liquides pour lesquels il existe une filière de gestion à long terme opérationnelles sont les déchets liquides aqueux (tritiés et carbonés contenant moins de 1% de déchets organiques). Ces déchets peuvent être traités par évaporation. Les distillats tritiés sont rejetés (pour le CEA/DSV, à la Station de traitement des effluents liquides, S'TEL, de Marcoule). Les concentrats sont conditionnés, puis stockés au CSA. Le volume annuel de déchets résultant est faible : d'environ 20 m<sup>3</sup> pour le CEA.

Il existe en revanche plusieurs catégories de déchets liquides pour lesquelles il n'existe pas aujourd'hui de filière de gestion de long terme ; cependant, les volumes en jeu sont relativement faibles.

Des solutions doivent être recherchées pour ces déchets liquides organiques, probablement de façon marginale par rapport à l'exploitation ou au développement d'installations de traitement de liquides contaminés.

#### *4.1.1.4.2. Les laboratoires de physique*

La synthèse présentée ici est issue de présentations faites, en particulier, en ce qui concerne la gestion des sources et déchets de certains laboratoires de physique (Institut de physique nucléaire d'Orsay, IPNO, et Laboratoire de physique nucléaire des hautes énergies de l'École polytechnique, LPNHE-X).

La gestion des déchets, des matières radioactives et des sources dépend des laboratoires qui sont de tailles différentes et possèdent des équipements assez divers. De même, les types de déchets radioactifs sont extrêmement divers, en fonction des sujets de recherche, et peuvent concerner pratiquement n'importe quel radioélément.

Par rapport aux déchets issus des activités de recherche biologiques, médicales ou biomédicales, on peut noter que les types de radionucléides qui peuvent être mis en œuvre sont beaucoup plus variés ; en revanche, la forme physico-chimique des déchets est, elle, moins variée, notamment, il n'y a pas de déchets qui présentent conjointement avec le risque radiologique, des risques biologique ou chimiques aussi aigus.

Notamment à la suite de l'incident de contamination du site d'ordures ménagères de Villejust en 1998<sup>2</sup>, des insuffisances ont été constatées en ce qui concerne la rigueur de la gestion des déchets dans certains laboratoires de physique. Cela a amené en particulier les laboratoires IPNO et LPNHE-X à modifier en profondeur leur organisation et leur gestion des sources et des déchets. Les consignes et les formations ont été révisées.

Néanmoins, les consignes mises en places ne permettent pas, selon un avis de l'IPSN daté du 29 mars 1999, de juger de l'adéquation des pratiques de l'IPNO aux risques liés à l'utilisation de

---

<sup>2</sup> Des produits de fission avaient été découverts de façon fortuite dans les mâchefers de l'usine d'incinération, qui étaient issus d'opérations de chimie pratiquées sur du thorium irradié. L'origine de ces déchets n'a pas pu être encore établie avec certitude (des procédures judiciaires sont encore en cours). Néanmoins, cela a conduit un certain nombre de laboratoires susceptibles d'avoir été à l'origine de l'incident à revoir en profondeur leurs procédures de gestion des déchets radioactifs.

substances radioactives et de matières nucléaires, plus particulièrement celui de sortie incontrôlée de telles matières. Les consignes de l'IPNO prévoyaient en 1999 :

- la vérification de l'inventaire des matières nucléaires par un contrôle des entrées et des sorties tous les 6 mois ;
- la tenue d'un journal chronologique permettant le suivi du stock de sources, la mise à jour des documents envoyés à l'IPSN ;
- un stockage centralisé des sources ;
- un entreposage des déchets solides et liquides sous la surveillance du service de radioprotection ;
- la définition de consignes permettant de contrôler la gestion des substances radioactives (emprunt, entreposage, restitution, mouvement).

En 1999, selon l'IPSN, il manquait toujours des procédures détaillées permettant la mise en œuvre de ces consignes. De même, le traitement des écarts n'était pas organisé. Enfin, la formation de l'Agent chargé de la mise en œuvre (ACMO) et de la personne compétente en radioprotection est insuffisante.

L'évacuation des sources scellées usagées pose également des problèmes car la reprise par le fournisseur se fait attendre. Des relances récentes par la DGSNR d'un fournisseur devrait appuyer les demandes de reprises de sources déposées par les utilisateurs.

La réglementation en matière de radioprotection a évolué, le personnel des laboratoires de recherche de physique a pris conscience de cette évolution, mais des actions restent à engager pour mieux gérer les déchets radioactifs.

D'une manière générale, il apparaît que des améliorations conséquentes doivent être apportées en matière de gestion des déchets radioactifs dans les activités de physique, même s'il n'apparaît pas aujourd'hui de difficulté importante en matière de gestion à long terme des déchets radioactifs.

#### *4.1.1.4.3. Les déchets radioactifs issus de la recherche universitaire*

Il n'existe pas de bilan sur la gestion des déchets radioactifs dans les universités à l'échelon national. Afin d'avoir des idées sur la question, le cas d'une université moyenne a fait l'objet d'une présentation dans le cadre du PNGDR-MV.

Pour estimer les conséquences possibles des déchets radioactifs issus des universités en France, ces éléments présentés doivent être multipliés par un facteur de l'ordre d'un facteur 100. En effet, les établissements d'enseignement supérieur et de recherche sont composés de :

- 82 universités ;
- 3 instituts nationaux polytechniques ;
- 4 écoles normales supérieures ;
- 5 écoles françaises à l'étranger ;
- 14 grands établissements de statuts divers.

Il existe par ailleurs 9 établissements publics à caractère scientifique et technologique (EPST), 13 établissements publics à caractère scientifique, culturel et professionnel (EPSCI) et 4 fondations.

Le secteur de la recherche se distingue par des spécificités fortes :

- rotation importante du personnel ;
- retard en matière d'application des règles d'hygiène et de sécurité ;
- les pratiques sont à la fois différentes, dispersées au sein des établissements ;
- la réactivité est faible, notamment compte tenu du mode d'attribution des budgets de fonctionnement ;

- le cloisonnement des risques : le risque chimique est mieux appréhendé dans le milieu de la recherche que le risque radioactif.

Les sources scellées utilisées dans le milieu de la recherche sont également très diverses.

Il s'agit principalement :

- de sources pour la calibration et l'étalonnage ;
- de détecteurs de capteur électronique ;
- de sources à l'américium-béryllium d'activation neutronique.

Les radionucléides utilisés sont :  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{133}\text{Ba}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{22}\text{Na}$ ,  $^{204}\text{Tl}$ ,  $^{63}\text{Ni}$ ...

Pour les sources non scellées, les principaux protocoles nécessitent la mise en œuvre de radionucléides sont :

- utilisation de radiotraceurs dans des études métaboliques ;
- études de prolifération cellulaire ;
- techniques de liaison de ligands ;
- dosages radio-immunologiques ;
- constitution de sondes moléculaires ;
- techniques de phosphorylation de protéines ;
- sources de référence, traceurs internes ;
- techniques de iodination de protéines ;
- techniques de microscopie électronique.

Les principaux radionucléides ainsi manipulés sont : le tritium, le carbone 14, le soufre 35, l'iode 125, le phosphore 32, le phosphore 33, le strontium 90, des isotopes de l'uranium.

On constate depuis une dizaine d'années une baisse de l'activité en sources non scellées reçues. Ainsi, les activités reçues en tritium, carbone 14 et soufre 35 sont à la baisse. Par contre, l'iode 125 et le phosphore 32 sont de plus en plus utilisés.

Les déchets produits par les universités sont proches de ceux produits par les activités de recherche biologiques. Il existe 4 catégories de déchets :

- les effluents liquides aqueux et organiques ;
- les fioles à scintillation liquide ;
- les déchets solides (plaque de culture, tubes à hémolyses ...) ;
- les cadavres d'animaux.

En termes de volume, les déchets solides sont plus importants, alors qu'en termes d'activité, l'activité des effluents liquides est plus élevée.

Le coût du traitement des déchets radioactif est important. Les déchets présentent plusieurs type de risques (en plus du risque dû à la présence de la radioactivité), c'est pourquoi il relèvent dans la réglementation sur les déchets des déchets issus des activités de soins (DAS). Il peut donc s'agir de déchets biologiques (assimilés DAS, matières infectieuses, OGM), déchets anatomiques (cadavres et pièces anatomiques), déchets piquants/coupants, déchets chimiques (solvants, gaz...). Une comparaison entre les différentes pratiques de gestion des déchets montre une plus grande diversité des produits chimiques manipulés par rapport au nombre de radionucléides mis en jeu. L'utilisation de substances radioactive est plus restreinte au sein des laboratoires de l'université.

Les universités sont confrontées aux déchets contaminés par des substances chimiques (1300 produits) et/ou radioactives (le nombre de radionucléides utilisés est moins élevé, et leur utilisation est plus restreinte).

Un principe susceptible d'être mis en œuvre consiste à utiliser un seuil permettant le tri vers une filière de gestion de déchets radioactifs (3000 DPM = 50 Bq/ml, 50 Bq/g ou 50 Bq par fiole à scintillation). La pratique de la dilution est interdite. Les protocoles expérimentaux mis en œuvre doivent être analysés.

Un tri des déchets doit également être réalisé selon la valeur de la période radioactive du radionucléide qui les contamine (critère de tri : 100 jours). L'entreposage doit être effectué dans un local dédié. La traçabilité est assurée par l'attribution d'un code d'identification.

La circulaire DGS/DHOS n°2001-323 du 9 juillet 2001 relative à la gestion des effluents et des déchets d'activités de soins contaminés par des radionucléides interdit le rejet d'effluents ou l'élimination de déchets en dehors de filières spécifiquement autorisées lorsqu'ils sont contaminés par des radionucléides de période radioactive supérieure à 100 jours.

Une étude d'impact pour des rejets liquides a néanmoins été réalisée sur la base d'un cas purement théorique, pour l'université de Caen. Des valeurs de rejets ont été établies, valeurs qui correspondent en fait aux limites fixées dans l'avis du Service central de protection contre les rayonnements ionisants (SCPRI) du 6 juin 1970 divisées par 100.

Par ailleurs, le calcul d'impact d'une pratique d'incinération des déchets contaminés au carbone 14 conduit à une valeur d'impact faible, de l'ordre de  $10^{-11}$  fois la limite annuelle définie pour le public. En tenant compte des incertitudes, l'impact resterait inférieur à  $10^{-5}$  fois la limite annuelle pour le public.

Pour les universités, la logique visant à imposer un rejet zéro aux universités, pour les radionucléides de périodes radioactives supérieures à 100 jours, apparaît de ce fait extrêmement sévère, notamment en comparaison des autorisations de rejet des installations nucléaires de base.

A cet égard, il est nécessaire d'améliorer la connaissance des rejets pour les activités de recherche avant d'autoriser une modification des dispositions de la circulaire DGS/DHOS n°2001-323 du 9 juillet 2001. Une meilleure connaissance des rejets passe par la prise en compte de l'expérience de certaines universités, comme celle de Caen, dans le contrôle et la mesure des rejets dans l'environnement.

La possibilité de mener des démarches expérimentales localement doit être considérée, dans le cadre du développement du projet d'arrêté sur la gestion des déchets et des effluents radioactifs issus des activités industrielles, médicales et de recherche.

#### *4.1.1.4.4. Conclusions sur les déchets issus des activités de recherche*

L'ensemble des exposés ci-dessus montre tout d'abord que les déchets et effluents générés par ces activités de recherche sont assez mal connus, notamment pour ceux qui ne peuvent être pris en charge par l'ANDRA du fait de caractéristiques spécifiques. Cela est probablement dû également au fait que leur composition et leur volume varient au cours du temps, selon les projets de recherche qui sont en cours. De plus, le nombre de laboratoires est très important et ils sont souvent réglementés sous des régimes différents.

L'application de la circulaire DGS/DHOS n°2001-323 du 9 juillet 2001, qui demande que pour les autorisations de détention de source délivrées à partir de mi-2003, un plan de gestion des

déchets et effluents radioactifs soit produit, devrait permettre d'améliorer cette situation en termes de connaissances, ainsi que d'améliorer la rigueur de gestion des déchets radioactifs dans ces établissements.

En outre, certains déchets ont été identifiés comme n'ayant pas pour l'instant de filière opérationnelle de gestion à long terme. Il s'agit principalement des liquides organiques contaminés avec des concentrations en activité trop fortes pour être pris en charge dans des installations existantes comme l'incinérateur de Centraco. Une solution doit être trouvée pour ces déchets, qui présentent par ailleurs des risques intrinsèques importants (combustibilité, explosivité), même s'ils n'existent qu'en petites quantités. Ce problème concerne également des déchets produits dans des installations nucléaire de base.

#### ***4.1.2. Les déchets de faible dangerosité radiologique, dont le producteur n'est pas conscient de leur existence, mais partiellement solvable***

Dans cette catégorie, il est possible d'identifier majoritairement des déchets à radioactivité naturelle renforcée dont l'existence n'a pas encore été formellement identifiée ou reliée à une activité industrielle précise.

Dans ce cas, l'exploitant de l'activité industrielle n'est généralement pas conscient qu'il produit un résidu que l'on pourrait considérer comme radioactif, et il n'en tient donc pas compte en termes financiers. Il risque donc de ne pas pouvoir faire face à sa gestion éventuelle en tant que déchet radioactif. En parallèle, la question de l'importance des coûts de gestion à long terme des déchets radioactifs par rapport aux coûts d'élimination des déchets dangereux doit être considérée pour les industriels concernés, pour lesquels une filière opérationnelle a longtemps consisté à les éliminer dans des stockages de déchets dangereux.

Le problème général de la gestion à long terme des déchets à radioactivité naturelle renforcée a été développé au §4.1.1.2.

#### ***4.1.3. Les déchets de faible dangerosité radiologique, dont le producteur n'est pas solvable***

On retrouve ici, d'une part, les déchets à radioactivité naturelle renforcée, issus d'activités historiques, notamment industrielles, mais pour lesquelles il n'existe plus de responsable solvable et identifiable. Le cas de ces déchets est discuté au §4.1.1.2. en matière de solutions de gestion à long terme.

D'autre part, on retrouve dans cette catégorie la grande majorité des déchets issus d'assainissement de sites pollués. Ces déchets sont assez variés dans leur nature.

Beaucoup de sites pollués concernés sont issus d'activités industrielles qui se sont déroulées avant les années 1950. Ils mettent donc en jeu des radioéléments naturels : en effet, ce n'est qu'après la deuxième guerre mondiale, avec le développement des réacteurs nucléaires, que des éléments radioactifs artificiels ont pu être produits dans des proportions appréciables. Par conséquent, une grande partie des déchets issus de l'assainissement de sites pollués sont des déchets radifères de diverses natures chimiques et de diverses concentrations d'activité, depuis les aiguilles de radium jusqu'aux déchets TFA.

Il existe aussi des sites comportant de la pollution radioactive, mais qui n'utilisaient pas les propriétés radioactives des matières premières mises en œuvre, et que l'on considère nécessiter aujourd'hui des actions de réhabilitation ; il s'agit alors de déchets à radioactivité naturelle renforcée.

Quelques sites sont concernés par des pollutions qui mettent en jeu de la radioactivité artificielle. On peut citer notamment des sites comportant des pollutions importantes en tritium (industrie horlogère, et plus généralement, des marques luminescentes), parfois mélangée à des pollutions au radium, le radium ayant également été utilisé précédemment pour le même type d'activités.

Enfin, on peut citer quelques cas particuliers, sans que cette liste soit exhaustive :

- l'installation de marquage de molécules pour la recherche biologique, située à Ganagobie qui a mis en jeu, notamment, du tritium et du carbone 14 dans des liquides organiques et qui a fait faillite aujourd'hui ;

- des pollutions dues à des activités nucléaires, souvent incidentelles, qui peuvent mettre en jeu des radioéléments artificiels.

La plus grande partie des déchets générés par les opérations d'assainissement de sites pollués sont des déchets TFA. En effet les pollutions sont généralement diffuses, et les parties les plus contaminées ont souvent été assainies dans le passé, avec les critères de l'époque. Dans le domaine du radifère, on peut trouver cependant des déchets ponctuellement plus actifs.

D'une manière générale, les volumes mis en jeu dans les opérations d'assainissement sont souvent assez faibles, avec quelques exceptions lorsqu'il s'est agi d'assainir à grande échelle tout un site industriel (exemple des usines Bayard). Comme les déchets notamment radifères ne peuvent être pris en charge actuellement dans une filière d'élimination, il est nécessaire de les entreposer en attendant. Compte tenu des difficultés de financement, et afin de préserver la pérennité de la surveillance de ces déchets, c'est le plus souvent l'ANDRA qui se charge de cet entreposage, au titre de l'entreposage de service public.

En résumé, sauf exception, les déchets issus de l'assainissement de sites pollués ne posent généralement pas de problème insurmontable pour leur prise en charge sur le plan technique, même si ce n'est que dans un entreposage intermédiaire. Il est généralement possible de les prendre en charge dans les stockages existants ou en projet. Cependant, la difficulté majeure réside dans le financement des opérations d'assainissement et de prise en charge en y incluant un entreposage pendant plusieurs années et la solution de gestion à long terme.

Les modalités de prise en charge partielle par les pouvoirs publics dans le cas de détenteurs insolvables restent à préciser, dans le cadre de la mission de service public de l'ANDRA (cf. partie 4, §4.2).

## 4.2. Les déchets de plus forte dangerosité radiologique

### 4.2.1. Les déchets de plus forte dangerosité radiologique, dont le producteur est conscient et solvable

#### 4.2.1.1. Les déchets pour lesquels des solutions de gestion à long terme sont opérationnelles

##### 4.2.1.1.1. *Les déchets FA-MA VC et le centre de stockage de l'Aube*

Il s'agit des déchets FA-MA VC, principalement issus de l'industrie électronucléaire, de quelques sources scellées usagées de faible activité et de très courte durée de vie, et des déchets à vie très courte des activités industrielles, médicales et de recherche.

Les déchets FA-MA VC sont éliminés au centre de stockage de l'Aube, ouvert en 1992, après que le centre de stockage de la Manche soit arrivé à saturation (il avait été ouvert en 1969). Le centre de stockage de l'Aube a une capacité qui devrait lui permettre de rester opérationnel jusque après 2050 si les expéditions de déchets se maintiennent à leur rythme actuel. Selon l'Inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables de l'ANDRA paru en 2004, les volumes de déchets FA-MA VC produits en 2020 s'élèveront à 1 196 880 m<sup>3</sup> pour une capacité de 1 500 000 m<sup>3</sup> (centre Manche compris). Ces déchets constituent aujourd'hui l'essentiel du volume des déchets radioactifs décrits dans l'Inventaire national des déchets et des matières radioactives (80% des volumes à fin 2002) et sont en majorité déjà stockés aux centres de la Manche et de l'Aube (85%), le reste correspondant à des en-cours entreposés avant transport ou à des déchets anciens dont le conditionnement n'était pas achevé à cette date.

Un nombre très réduit de sources scellées de faible activité et de très faible durée de vie sont acceptables actuellement au centre de l'Aube ; une extension est en cours à certaines sources de faible durée de vie, d'activité faible ; la problématique générale des sources scellées dans un stockage de surface est développée au §4.2.1.3.4

En outre, le centre de l'Aube prend en charge de façon marginale quelques déchets à vie longue issus principalement des activités de recherche (déchets dits « petits producteurs »). L'ANDRA dispose pour cela de moyens spécifiques, dont un centre de transit à Saclay et un centre de pré-traitement des déchets à Socatri (Bollène).

L'ANDRA collecte des déchets solides, des déchets liquides, des déchets putrescibles et des liquides de scintillation. Les flacons de scintillation et les plaques multipuits sont pris en charge. Les déchets sont broyés avant d'être incinérés ou stockés. Les déchets liquides sont incinérés. Les liquides aqueux contaminés par des solvants organiques sont aussi pris en charges par l'ANDRA, qui demande alors que la présence de ces solvants soit tracée dans les déchets.

Le flux annuel de déchets pris en charge par l'ANDRA est de 380 m<sup>3</sup>. 200 m<sup>3</sup> de déchets sont ainsi reçus chaque année au Centre de stockage de déchets de faible et moyenne activité de l'Aube. Il convient de comparer ce volume aux 15 000 m<sup>3</sup> de déchets reçus par l'ANDRA tous secteurs confondus au Centre de stockage de déchets de faible et moyenne activité (CSFMA).

##### 4.2.1.1.2. *Les déchets à vie très courte issus des activités industrielles, médicales et de recherche*

Les déchets à vie très courte (période radioactive inférieure à 100 jours) des activités industrielles, médicales et de recherche sont gérés par décroissance radioactive. Attendre 10 périodes radioactives permet de faire décroître l'activité des déchets et effluents d'un facteur supérieur à 1000, ce qui suffit généralement pour que la radioactivité résiduelle soit négligeable et pour que la

gestion de ces déchets et effluents puisse être réalisée sans impact radiologique notable dans les filières de gestion des déchets conventionnels, ou par rejet.

Ces radioéléments sont principalement utilisés dans le milieu médical. Une quinzaine de radionucléides, principalement de périodes radioactives très courtes (<8jours), sont utilisés. Les activités manipulées varient de quelques kBq à quelques GBq pour des travaux de recherche, des diagnostics et des traitements. Les services utilisateurs sont de taille importante, médecine nucléaire et radiothérapie, ou plus modeste et/ou dispersée, comme les unités de recherche.

Ces services sont concernés par deux réglementations, l'une liée à la manipulation de sources radioactives, l'autre à l'activité pharmaceutique et médicale. Ces deux réglementations donnent lieu à attribution de deux types d'autorisation. On note une grande hétérogénéité des provenances et des formations des personnes manipulant ces sources.

Les dispositions réglementaires concernant les déchets radioactifs à vie très courte sont principalement celles relatives aux déchets dans le code de l'environnement, notamment l'article L.541-2, et la circulaire DGS/DHOS 2001-323 du 9 juillet 2001. Les déchets produits sont contaminés par des matières radioactives de faible activité et de périodes courtes, mais ils présentent également souvent des risques biologiques et/ou chimiques qui posent problème. Ces déchets « mixtes » sont évoqués dans les paragraphes suivants.

Des difficultés inhérentes à la gestion des déchets radioactifs se posent ; notamment, les patients sont susceptibles de produire des déchets et effluents radioactifs (excréta...), y compris après le retour à leur domicile. L'optimisation globale du système par rapport à la mise en œuvre de médecine partiellement ambulatoire doit être considérée à cet égard. De même, la possibilité et l'impact d'un éventuel cumul des rejets au niveau d'une ville entière, que les sources de rejets soient les établissements hospitaliers ou médicaux, ou les patients à leur domicile, ou des installations de recherche biomédicale, sont difficiles à appréhender et à réguler.

Il faut noter que des radionucléides à vie longue comme le tritium et le carbone 14, qui sont également utilisés notamment dans les laboratoires, ne peuvent être gérés par décroissance, et donc transférés vers des installations de traitement des déchets radioactifs (cf. §4.1.1.4).

Le  $^{99m}\text{Tc}$  métastable, très utilisé, possède une période radioactive très faible, mais son produit de filiation, lui même radioactif, est un radioélément artificiel à vie longue. Néanmoins, l'activité rejetée par ce biais apparaît extrêmement faible.

Des propositions d'amélioration ont été exprimées lors des réunions du groupe de travail du PNGDR-MV en ce qui concerne en particulier la gestion des déchets et effluents dans les hôpitaux :

- améliorer le recensement des sources et le transférer au responsable du site ;
- clarifier la répartition des responsabilités (employeurs/site) ;
- mener une campagne de récupération des sources usagées en déshérence ;
- mener une réflexion sur les seuils des portiques de détection de la radioactivité ;
- mener une réflexion sur les risques infectieux, qui nécessite une élimination des déchets dans un délai inférieur à 48 h ;
- élaborer un modèle de plan de gestion utilisable pour l'ensemble des établissements ;
- rédiger la réglementation en tenant compte des risques et des coûts générés ;
- prendre en compte l'impact cumulé des rejets

Dans tous les cas, l'existence d'une solution opérationnelle ne signifie pas qu'il ne faut pas s'interroger sur l'optimisation des pratiques et sur les moyens disponibles pour en diminuer

l'impact. C'est ainsi que notamment, la gestion des effluents à vie très courte des activités médicales (principalement celles qui mettent en jeu de l'iode et du technétium) peut poser des questions quant à leur impact cumulé. Cette problématique est prise en compte dans le cadre du développement du nouvel arrêté sur la gestion des déchets et des effluents dans ces activités.

4.2.1.2. Cas particulier des déchets pour lesquels ils existe une filières de gestion à long terme, nécessitant cependant un traitement préalable de stabilisation, qui doit être définie  
(déchets dont le producteur est conscient et solvable, de forte dangerosité radiologique)

4.2.1.2.1. *Les déchets à vie très courte et à risque mixte biologique*

Ces déchets sont principalement issus des activités médicales ou de recherche biologique. Ces déchets sont contaminés par des radioéléments à vie courte, mais également par des facteurs de risque biologique ou chimique. Les représentants des organismes hospitaliers et de recherche soulignent la difficulté à rendre cohérentes les précautions prises pour diminuer les risques dus à des déchets radioactifs infectieux. Les exigences réglementaires de traitement de ces différents risques sont en effet contradictoires : les déchets à risque biologique doivent normalement être éliminés par incinération dans les 48h tandis qu'il faudrait plutôt attendre plusieurs jours pour que la décroissance radioactive fasse effet.

Il est généralement considéré par les spécialistes qu'il faut privilégier si possible l'élimination du risque biologique, surtout s'il s'agit d'un risque infectieux. Cela nécessite cependant de vérifier que les conditions de cette élimination (généralement, elle s'effectue soit par incinération pour les déchets solides, soit par chloration en cas de déchet liquide) ne pose pas de problème important en termes de radioprotection pour les personnes du public.

La gestion des déchets mixtes est un problème essentiel à traiter quelle que soit la période de l'isotope utilisé. Les déchets produits dans le milieu médical ou dans le milieu de la recherche biologique peuvent être contaminés, à la fois par des produits radioactifs et par un ou plusieurs produits toxique, cancérigène, infectieux ou OGM qui pris séparément exige un traitement spécifique. C'est aussi le cas des cadavres et des pièces anatomiques animales ayant reçu un produit radioactif. C'est une préoccupation constante : les procédés utilisés sont parfois différents en raison de la diversité des situations. Le principe de base est de procéder à une décontamination biologique avant tout autre traitement. Cela demeure une opération délicate dans la mesure où la décontamination biologique, par eau de Javel, chaleur, ou tout autre procédé physico-chimique, peut générer des risques de formation d'aérosols radioactifs, voire de nouvelles molécules dont les effets sont, sinon inconnus, au mieux difficilement maîtrisables.

Les règles applicables à l'élimination des déchets infectieux dépendent de la classe de dangerosité de la substance manipulée. Dans certains cas (forte dangerosité du point de vue biologique), l'autoclavage des déchets peut être exigée par la réglementation. Ces déchets peuvent en plus être contaminés par des radionucléides. Il semble préférable dans un tel cas que des études soient menées au cas par cas pour déterminer le mode de traitement le plus approprié. Toutefois, la désinfection chimique doit être privilégiée dans la mesure du possible pour éviter la dispersion de la contamination radioactive.

Quelle que soit la classe des substances contaminantes, les déchets sont généralement stockés dans un local spécifique, à température ambiante, entre 24 et 72 heures avant leur enlèvement. De plus, il est interdit de congeler les déchets biologiques, sauf les cadavres d'animaux. Pour les déchets également contaminés par des substances radioactives, cette obligation ne s'impose pas, notamment du fait du volume relativement limité de déchets produits. Ces déchets sont alors entreposés le temps de la décroissance radioactive. Les conditions d'entreposage doivent à la fois limiter le risque de dispersion de la contamination radioactive et limiter le développement des substances infectieuses.

Dans certains cas, les déchets sont mis en décroissance avant leur traitement biologique. Il se pose alors le problème de leur conservation. Dans certains cas, il peut être pertinent de les congeler en attendant la décroissance. Mais ce n'est pas systématique, car il subsiste toujours un risque qu'il y ait rupture de la chaîne du froid. Et la prolifération de la substance infectieuse est toujours possible après décongélation. Dans certains cas, il peut être préférable de laisser l'agent pathogène mourir par manque de nourriture à température ambiante.

Enfin il se pose le problème des litières de certains laboratoires, notamment de classe 3, dont il n'est pas envisageable de les garder en décroissance. Le volume à conserver est alors beaucoup trop important, sauf à concevoir ou à mutualiser les moyens d'entreposage.

Un arrêté est en cours de préparation par l'ASN sur la gestion des déchets issus des activités médicales, industrielles et de recherche (hors INB). Dans le cadre du développement de cet arrêté, il devra être tenu compte de ce type de problématique.

#### 4.1.2.1.2. *Les déchets à risque mixte radiologique-chimique*

Le cas particulier des liquides organiques contaminés a été abordé au §4.1.1 sur les déchets des activités de recherche. Au-delà d'une certaine radioactivité massique, il n'est plus possible de les traiter dans l'incinérateur de Centraco. Or, il existe des déchets liquides organiques issus de la recherche biologique qui dépassent largement ces teneurs. Il existe aussi des déchets qui comprennent deux phases, aqueuse et organique, en même temps qu'une activité spécifique assez élevée.

Ces déchets liquides organiques posent des problèmes en matière d'entreposage compte tenu de leur caractère généralement inflammable (voire explosible) et du problème de leur stabilité physico-chimique à long terme. Pour pouvoir les gérer de façon adéquate, il est nécessaire de les minéraliser en préalable. Cette minéralisation peut généralement se faire par combustion, ou par d'autres procédés à plus faible température.

Les déchets liquides concernés issus des activités de recherche sont en assez faible quantité ; il est donc nécessaire d'examiner s'ils peuvent être pris en charge de façon marginale dans des procédés de traitement disponibles ou s'ils doivent être détruits dans des installations à construire. Bien que cette gestion à long terme ne présente pas de difficulté technique insurmontable a priori, il est nécessaire que les producteurs de ces déchets déterminent rapidement leur devenir exact.

Il existe plus globalement, dans le domaine de la recherche nucléaire, mais aussi dans le domaine industriel, des liquides organiques contaminés qui doivent faire l'objet d'un traitement de stabilisation (minéralisation) avant gestion en tant que déchets. Des procédés de digestion en milieu sulfurique concentré permettant de détruire les solvants usés de retraitement contaminés en émetteurs alpha, sont opérationnels dans les installations du CEA.

La dissolution oxydante à l'argent divalent permet de récupérer le plutonium de certains déchets et d'en diminuer l'activité.

Enfin, en fonction des spécifications de prise en charge, des producteurs utilisent des procédés Haute Température tels que l'incinération (Centraco), la combustion autotherme sur lit de sable pour les solvants liquides volatils et l'oxydation hydrothermale à l'eau supercritique (température > 374°C, P>221 bars).

Il existe également, notamment dans le domaine de la recherche nucléaire en de petites quantités de déchets solides possédant une forte dangerosité chimique, comme par exemple du plomb ou du mercure contaminé. Dans ce cas, avant de rejoindre une filière opérationnelle, ces métaux sont

décontaminés par fusion (plomb) ou distillation (mercure). Le recyclage dans le nucléaire est ensuite utilisé pour le plomb et la voie stockage TFA est à l'étude pour le mercure décontaminé et stabilisé sous une forme chimique insoluble. Cependant, il se peut que même stabilisés, les déchets ne puissent être admis sur un centre de stockage de surface, ils sont alors conditionnés puis entreposés de manière sûre dans l'attente d'une solution de gestion de stockage géologique.

La question des déchets exotiques passe par l'examen des solutions spécifiques au cas par cas. Dans tous les cas, il s'agit de faibles quantités dont la prise en compte de façon marginale dans les filières existantes (ou à venir) de gestion de déchets radioactifs ou conventionnelles est en cours d'étude.

4.2.1.3. Les déchets pour lesquels il n'existe pas de filière de gestion à long terme, mais des projets sont en cours

(déchets dont le producteur est conscient et solvable, de forte dangerosité radiologique)

4.2.1.3.1. *Le projet de stockage de subsurface FAVL pour les déchets radifères et de graphite*

**Les déchets de graphite**

Les déchets de graphite sont issus du démantèlement actuellement en cours ou programmé des réacteurs uranium naturel-graphite-gaz (UNGG). Ils proviennent en grande majorité des réacteurs industriels qui furent exploités par EDF (à hauteur d'environ 83%); une faible proportion provient également des premiers réacteurs UNGG, ou de réacteurs expérimentaux qui furent exploités par le CEA.

Pour EDF, six réacteurs de type UNGG sont concernés sur trois sites, pour lesquels un programme de démantèlement complet a été lancé (Chinon A1-A2 et A3, St Laurent A1-A2 et Bugey 1). Par ailleurs, des quantités proportionnellement modestes de graphite sont entreposées dans les centres de traitement de combustibles de la filière UNGG usés (Marcoule et la Hague). La présence de radionucléides à vie longue est un des problèmes pour le stockage de ce type de déchets.

Les déchets se présentent sous forme de briques ou de rondins dans les caissons des réacteurs ou de chemises dans les silos.

Le graphite ne comprend que peu d'impuretés, il est stable chimiquement et difficilement combustible. Il s'agit d'un matériaux poreux dont la matrice possède néanmoins une propriété de confinement du tritium. La densité moyenne de ces graphites est de 1,68 et il présente de bonnes résistance à la compression et à la traction. Les principaux radionucléides contenus sont le tritium, le cobalt 60 pour les vies courtes et le carbone 14 et le chlore 36 pour les vies longues. L'origine du tritium est liée à une réaction de fission ternaire l'origine du carbone 14 est une activation du carbone du graphite, et le chlore 36 provient de l'activation de traces de chlores issues du procédé de purification du graphite.

Les empilements de Chinon, St Laurent et Bugey contiennent environ 18 400 t de graphite. Le reste se présente sous forme de chemises, chemises broyées, de selles ou de réflecteurs, ce qui représente une quantité d'environ 5 600 t. L'ensemble de l'inventaire s'élève donc à environ 22 500 t, avec une activité massique moyenne de l'ordre de 1500 Bq/g en chlore 36 et 100 000 Bq/g en carbone 14 (estimations enveloppes).

Un colis permettant le reconditionnement du graphite est en cours de développement en collaboration avec l'ANDRA en vue de son acceptation dans un projet de stockage dédié. La construction d'environ 5000 colis serait nécessaire pour le conditionnement des 22 500 t de graphite.

Compte tenu de son programme de démantèlement, EDF juge nécessaire de disposer d'un stockage pour les déchets de graphite en 2009-2010.

Dans l'état actuel de la caractérisation de ces déchets, il apparaît nécessaire d'améliorer la connaissance de l'activité contenue, ainsi que la précision de l'inventaire. Cela est rendu difficile par les difficultés de prélèvements dans les installations, la variabilité des concentrations selon la position de l'échantillon dans le cœur du réacteur, ainsi que par les difficultés de mesure du carbone 14 et du tritium, dont le rayonnement est très peu énergétique.

### *Les déchets radifères FAVL*

Ce paragraphe ne traite pas des objets au radium qui contiennent cet élément concentré sous une forme purifiée (comme les aiguilles de radium, sources de radium...), qui sont traités par ailleurs. Il s'agit ici de déchets contenant des concentrations relativement importantes de radium, sans dépasser cependant des valeurs de l'ordre de 5 000 Bq/g. A titre d'élément de comparaison, le radium pur représente une activité massique d'environ 37 000 000 000 Bq/g (c'est la définition de la première unité de radioactivité, le Curie).

En sens inverse, sont considérés comme des déchets TFA les déchets contenant du radium à des activités moyennes inférieures à 10 Bq/g.

Les paratonnerres radioactifs, divers objets au radium (issus de l'industrie horlogère ou plus généralement des applications luminescentes) et, éventuellement, les détecteurs d'incendie pourraient être pris en charge dans le cadre du projet de stockage radifère, compte tenu de leur faible activité moyenne, mais cela n'a pas été encore vérifié.

Les déchets radifères proviennent essentiellement du traitement de minerais comme les sables de monazite qui contiennent des terres rares, du zirconium, de la pechblende contenant de l'uranium... Ils proviennent également d'activités historiques de mise au point de procédés de concentration de minerai d'uranium du CEA, ainsi que de la réhabilitation de sites historiques contaminés par du radium.

Leur contenu radiologique est limité aux radionucléides de périodes très longues et de faible activité des 3 chaînes naturelles du thorium et de l'uranium.

Le traitement de la monazite sur le site de Rhodia à la Rochelle a duré jusqu'en 1994. Depuis, il n'y a plus eu d'entrée de matériaux radioactifs. Les déchets générés par cette activité sont entreposés en partie au CEA de Cadarache. Rhodia supporte un coût d'entreposage qu'il considère comme relativement élevé. Des études sont en cours pour recycler des matières en suspension et stocker ces déchets dans un projet de stockage dédié en cours d'étude par l'ANDRA.

Concernant l'inventaire des déchets radifères, le CEA en possède 27 600 t, sous forme de :

- boues (< 20 Bq/g, environ 15000 t) ;
- terres et de gravats (< 10 Bq/g, environ 8000 t) ;
- hydroxydes (74 Bq/g), ainsi qu'une faible quantité de stériles riches (environ 3700 Bq/g) et de stériles (environ 200 Bq/g) – environ 4600 t.

Une analyse complémentaire de ces déchets est à l'étude de manière à analyser la possibilité d'envoyer en filières TFA ou CET les déchets d'activités radiologiques mesurées.

Rhodia en possède environ 13 300 t, sous forme de :

- résidus radifères RRA (environ 1850 Bq/g en activité alpha et bêta à la date de 2002) : 5120 t sont entreposés à Cadarache, 161 t à la Rochelle ;
- résidus solides banalisés (environ 75 Bq/g) : 8400 t à la Rochelle.

Rhodia entrepose également à la Rochelle des matières en suspension :

- matières en suspension « 1 à 3 » (environ 18 Bq/g) : 9816 t à la Rochelle ;
- matières en suspension « 4-batiment 135 » (environ 6 Bq/g) : 9769 t à la Rochelle .

Les matières en suspension contiennent encore environ 25% de terres rares dont il est théoriquement possible d'en envisager la séparation. Rhodia étudie un tel procédé qui, s'il n'a jamais été mis en œuvre, justifierait le caractère valorisable des matières en suspension, notamment au regard de la politique de quotas restrictifs mis en œuvre par la Chine depuis 1999. C'est pourquoi, Rhodia n'envisage pas à ce jour une gestion à long terme de ces déchets dans une filière de type stockage FAVL, TFA ou CET.

CEZUS en possède environ 2 000 t sous forme de déchets de carbo-chloration et de sublimation, avec une activité moyenne de l'ordre de 100 Bq/g.

Cela fait un inventaire maximal d'environ 60 000 t, avec une activité moyenne d'environ 220 Bq/g. Il faut cependant noter que dans le cas des matières en suspension de Rhodia, des études sont en cours pour les valoriser afin de récupérer la partie des terres rares encore présentes dans les matières. De même, le CEA estime que compte tenu de l'activité des terres du Bouchet situées à Itteville, la majorité de ces déchets, à l'issue d'une procédure de tri qui reste à déterminer, pourrait ne pas relever d'une solution de type stockage FAVL.

Une partie des déchets générés par l'activité de Rhodia est entreposée au CEA de Cadarache, mais avec une date limite du 3 décembre 2009 donnée par l'arrêté préfectoral d'autorisation. Les producteurs de déchets radifères comptent donc également sur un stockage à l'échéance de la fin de cette décennie pour éliminer leurs déchets.

#### ***Le projet de stockage de subsurface FAVL***

Le concept de stockage des déchets de graphite envisagé par l'ANDRA est un stockage de subsurface à -15m dans une couche d'argile.

Le concept de stockage étudié par l'ANDRA pour les déchets radifères est assez proche de celui du stockage des déchets de graphite, malgré un certain nombre de différences, dont le conditionnement prévu pour ces déchets. La présence d'une couche saturée en eau pour protéger le sol des remontées du radon est une option de conception importante qui a été retenue.

La profondeur n'est pas du même ordre que celle envisagée pour les concepts de stockage de déchets HAVL, du fait de la moindre dangerosité des déchets. Elle a été déterminée en tenant compte de la plupart des possibilités d'intrusion humaine en phase de post-surveillance.

Compte tenu des volumes relativement faibles de déchets concernés, et de la nécessité dans les deux cas de trouver une couche d'argile permettant le stockage en subsurface, il est envisagé de disposer les deux stockages sur le même site géographique, tout en les maintenant séparés. L'installation envisagée couvrirait ainsi environ 150 ha, emploierait environ 30 personnes, et nécessiterait un investissement d'environ 266 à 365 M Euros.

Les études de l'ANDRA ont jusqu'à présent porté sur un site générique. Le concept a été approuvé par l'ASN en ce qui concerne les déchets radifères ; un dossier portant sur la sûreté du concept pour les déchets de graphite est en cours d'instruction par l'ASN.

Le stockage des déchets radifères pourrait relever du statut d'installation classée, par contre, le stockage des déchets de graphite relèvera nécessairement du statut d'installation nucléaire de base, au vu des limites prévues par la réglementation.

Les producteurs ont demandé que soit engagée rapidement la démarche de recherche de site pour un stockage de déchets FAVL pour les déchets qui en seraient éligibles. Des études de concept

en subsurface ont été réalisées par l'ANDRA, sur la base d'un regroupement de stockage radifères et graphites sur un même site.

Les producteurs souhaitent que l'inventaire d'un tel stockage puisse éventuellement être étendu à d'autres types de déchets, comme les déchets cimentés ou bitumés. Toutefois, la prise en charge de ces déchets dans le stockage FAVL ne pourrait se faire sans l'instruction des procédures réglementaires prévues (modification du décret d'autorisation de création) et la consultation du public (dont une enquête publique).

L'avancement des travaux faits en matière de conception d'un site FAVL en subsurface rend désormais nécessaire qu'un site soit recherché pour l'implantation d'un tel stockage.

#### 4.2.1.3.2. *Les recherches pour la gestion à long terme des déchets MAVL et HA*

Les déchets MAVL et HA sont des déchets issus de l'industrie électronucléaire, de la recherche nucléaire et des activités de défense, et notamment du traitement des combustibles irradiés. Après avoir été irradié pendant 3 à 4 ans en réacteur, la matière combustible contient :

- 96% d'actinides majeurs (uranium et plutonium) dont le potentiel énergétique est encore important. Ils peuvent être valorisés par recyclage ;
- 4% d'éléments résultant de la production d'énergie : des produits de fission issus de la combustion de l'uranium, et des actinides mineurs (américium, curium, neptunium...).

Lors de l'opération de traitement, quatre types de déchets, dont les deux premiers sont issus directement des combustibles usés, sont séparés et conditionnés :

- les déchets HA (produits de fission et actinides mineurs) sont conditionnés sous forme de colis standards de déchets vitrifiés. La radioactivité intense des colis se traduit par l'émission d'une puissance thermique d'environ un à deux kilowatts par colis au moment où ils sont produits. Elle diminue ensuite avec la radioactivité et n'est plus que de 100 à 200 Watts au bout d'une centaine d'années. Pour 850 tonnes de combustibles, on obtient environ 500 colis de verre ;
- les déchets de structures des assemblages des combustibles usés (déchets de moyenne activité à vie longue) : les produits d'activation se trouvent dans les matériaux de gainage et de structure des assemblages de combustible ; leur radioactivité sensiblement inférieure à celle des autres contributeurs, doit être prise en compte à cause de la longue période de certains radionucléides. Ces déchets sont conditionnés actuellement en colis standards de déchets compactés. Pour 850 tonnes de combustibles usé traité, on obtient moins de 850 colis de CSD-C ;
- les déchets technologiques (déchets de moyenne activité à vie longue) : il s'agit de déchets solides d'exploitation ou de maintenance (matériels usés, gants, filtres, résines) qui sont conditionnés en colis cimentés ;
- les déchets issus du traitement des effluents radioactifs (déchets de moyenne activité à vie longue) : ces colis se présentent sous la forme de colis de déchets bitumés.

En plus des déchets issus des opérations de traitement du combustible usés, certaines structures activées des réacteurs nucléaires conduisent à des déchets MAVL en faible quantité (ex, grappes de contrôles). Par ailleurs, les installations de recherche du CEA et le programme de la défense nationale produisent également des déchets MAVL.

Les déchets MA-VL, contenant moins de radionucléides à vie courte que les déchets HA, émettent peu de chaleur. Mais ils nécessitent un isolement de longue durée à cause de leur contenu en éléments radioactifs à vie longue. Ils ne relèvent dans tous les cas pas d'une solution du type stockage de surface.

On notera que les déchets HA et MA-VL sont entreposés dans un nombre limité de sites :

- la Hague et Marcoule pour les déchets HA ;
- la Hague, Marcoule, Cadarache et Valduc pour les déchets MA-VL.

Les quantités de déchets HA et MA-VL en jeu :

	fin 2002	fin 2010	fin 2020
déchets MA-VL	45 359 m <sup>3</sup>	50 207 m <sup>3</sup>	54 509 m <sup>3</sup>
déchets HA	1 639 m <sup>3</sup>	2 521 m <sup>3</sup>	3 621 m <sup>3</sup>

Les dispositions de la loi n° 91-1381 du 30 décembre 1991 relative aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs ont été codifiées au chapitre II du titre IV du livre V du code de l'environnement. Cette loi a défini le cadre de gestion des déchets radioactifs de haute activité et à vie longue. Elle prévoit la tenue pendant 15 ans de travaux de recherche sur les procédés de séparation/transmutation, de stockage des déchets de haute activité et à vie longue en formation géologique profonde et l'entreposage de longue durée de ces déchets. Ces trois axes sont complémentaires et doivent permettre au législateur de décider en 2006 des orientations stratégiques à donner à la gestion à long terme des déchets de haute activité et à vie longue.

La loi du 30 décembre 1991 a également institué la Commission nationale d'évaluation (CNE) chargée de présenter à l'issue du délai de 15 ans instauré par la loi un rapport d'évaluation sur le résultat des recherches menées selon les 3 axes. La CNE doit également rédiger un rapport tous les ans sur l'état des recherches.

Les recherches menées notamment dans le laboratoire d'Atalante du CEA de Marcoule ont permis de démontrer à l'échelle du laboratoire la séparation de l'américium et du curium. De même, la faisabilité de la séparation de certains produits de fission dont certains isotopes ont des périodes radioactives longues, comme le césium, a été démontrée.

La transmutation des actinides mineurs apparaît également théoriquement faisable. La transmutation des produits de fission apparaît plus hypothétique. Au-delà de la faisabilité théorique se pose le problème de la capacité à reproduire dans des réacteurs industriels les résultats obtenus. Certaines expérimentations visant à démontrer la faisabilité technique ont ainsi lieu dans le réacteur Phénix du CEA de Marcoule.

Il n'apparaît toutefois pas réaliste d'envisager une mise en œuvre industrielle de procédés de séparation poussée et de transmutation dans un délai proche.

Les recherches menées dans le domaine du stockage géologique de déchets HAVL sont conduites par l'ANDRA. L'ANDRA a été autorisée en 1999 à créer un laboratoire souterrain sur un site à la limite des deux départements de la Haute-Marne et de la Meuse, destiné à étudier la formation argileuse. Des forages réalisés sur le site ont contribué à la caractérisation du milieu géologique. Le creusement des galeries où doivent être menées certaines expérimentations a été

autorisée début 2005 ; de plus, une niche expérimentale a été creusée au deuxième semestre 2004 qui permet déjà d'effectuer certaines expériences dans la couche d'argile visée.

L'ANDRA a présenté en 2001 un dossier exposant l'état des connaissances développées dans le cadre du projet de recherche en milieu argileux, constituant un essai méthodologique destiné à tester la démarche d'évaluation de sûreté qu'elle devra présenter en 2005 pour justifier la faisabilité d'un stockage. Ce dossier a été notamment examiné par une mission d'experts internationaux lors d'une revue des pairs de l'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire (AEN/OCDE) en 2003, qui a reconnu globalement la qualité des recherches menées par l'ANDRA dans le domaine. Le rapport de cette mission est public et disponible auprès de l'OCDE.

Dans le cadre de la mission d'information du Comité Local d'Information et de Suivi (CLIS) du Laboratoire souterrain de recherche sur la gestion des déchets radioactifs de Bure, l'IEER (*Institute for Energy and Environmental Research*), organisme américain, a également remis en 2005 un rapport sur les travaux de recherche de l'ANDRA à Bure.

L'ANDRA a remis en juin 2005 un dossier plus complet sur les concepts de stockage géologique dans l'argile, qui tient compte de l'avancement des connaissances, notamment des caractéristiques du site de Bure, et développe l'approche de sûreté.

L'ANDRA travaille également sur les concepts de stockage géologique sur la base de l'important retour d'expérience international en milieu granitique et a produit à cet effet, un dossier 2005 « granite ».

L'ensemble de ces dossiers fera l'objet de multiples évaluations dans le courant de l'année 2005.

Enfin, les travaux de recherche sur l'entreposage de longue durée des déchets HAVL sont pilotés par le CEA. Ces travaux portent sur les procédés de traitement et de conditionnement, les conteneurs d'entreposage, la caractérisation des conteneurs et le contrôle des colis et les concepts d'entreposage de longue durée. Il faut rappeler que les solutions d'entreposage de longue durée ne sont pas des solutions de gestion définitive à long terme mais doivent être incluses dans des stratégies de gestion faisant appel à d'autres éléments.

Un débat doit se tenir au Parlement avant fin 2006 pour faire le point sur les résultats des quinze ans de recherche, et décider des orientations qu'il convient de retenir pour l'avenir.

On remarque que le Modèle d'Inventaire de Dimensionnement (MID) utilisé par l'ANDRA comme base pour ses études sur le stockage géologique de déchets ne comprend pas seulement les déchets de haute activité et à vie longue issus de l'industrie nucléaire, mais également certains déchets du « nucléaire diffus » parmi les plus actifs. Il conviendra de vérifier dans le cadre du PNGDR-MV si les solutions qui seront retenues permettront également de gérer tous les déchets, en petite quantité, issus d'activités historiques mais présentant néanmoins une dangerosité comparable aux déchets HAVL, comme par exemple les aiguilles de radium.

La gestion actuelle des déchets HA et MAVL :

Les colis CSD-V et CSD-C, ainsi que l'ensemble des déchets MA-VL conditionnés, sont aujourd'hui entreposés dans des installations spécifiques, en attente de traitement d'une filière de gestion à long terme.

Pour les déchets anciens non conditionnés à ce jour, le producteur avait parfois défini dès l'origine une stratégie de conditionnement de référence. C'est le cas des produits de fission

conservés sous forme liquide. Ils ont été entreposés, pour certains pendant plusieurs décennies, en attente de mise au point de la vitrification. Puis ils ont été vitrifiés selon les techniques de la décennie 1990. A ce jour, la majorité des produits de fission séparés sur le sol français a été vitrifiée, y compris les stocks « anciens » d'avant 1990 (mais à l'exception de 250 m<sup>3</sup> dits « UMO » dont la spécificité nécessite des développements de la technologie de vitrification à mettre en œuvre et de 739 m<sup>3</sup> au 31 décembre 2004 entreposés dans les cuves de solution de produits de fission).

Toutefois, dans une majorité de cas, l'attente en entreposage n'était pas assortie d'une stratégie arrêtée dès l'origine. Il s'agit de déchets bruts de diverses natures : éléments de structure des anciens assemblages, combustibles usés, filtres, résines, « boues » de traitement d'effluents, déchets technologiques. Dans de nombreux cas, quand la reprise n'a pas déjà débuté, l'industriel responsable de leur gestion a défini des conditionnements de référence reposant sur une R&D importante et il a lancé ou programmé les opérations pour reprendre et conditionner (ou reconditionner) ces déchets.

L'Inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables montre que 81% des déchets HA existants à la fin de l'année 2002 sont d'ores et déjà conditionnés, contre 61% pour les déchets MA-VL. A l'horizon 2020, 80% des déchets MA-VL seront conditionnés et entreposés en attente d'une filière de gestion à long terme.

#### 4.2.1.3.3. *Les déchets tritiés*

Les déchets tritiés qui font l'objet de cette partie sont ceux dont la concentration en tritium est élevée. Ils sont, en grande majorité, issus d'activité liées à la défense nationale. Cependant, du tritium est également mis en œuvre dans des activités de recherche, mais dans ce cas les déchets sont souvent plutôt de faible activité.

La plupart des déchets tritiés sont des objets qui ont été en contact avec du tritium sous forme purifiée ou du moins concentrée.

Compte tenu du caractère sensible pour la défense nationale du tritium, les flux de tritium en France s'organisent principalement autour du site du CEA de Valduc, même lorsque le tritium est utilisé pour des usages civils.

Les déchets tritiés entreposés à Valduc représentent un volume d'environ 2000 m<sup>3</sup> pour 10 000 colis. 95,5 % de ces déchets proviennent des activités de la Direction des applications militaires du CEA.

La répartition de ces déchets selon leur niveau d'activité est la suivante :

- Haute activité (HA) : 4,6 %
- Moyenne activité (MA) : 30,7 %
- Faible activité (FA) : 53,7 %
- Très faible activité (TFA) : 11 %

Le CEA a engagé des actions visant à mieux connaître l'inventaire et étudier des procédés de conditionnement ou de traitement en vue de leur acceptation dans une filière de stockage existante. Le CEA a par exemple développé une technique de mesure de l'activité en tritium par dégagement de l'hélium 3.

Les déchets HA sont transformés en déchets de faible et moyenne activité soit par un traitement par fusion pour les déchets métalliques, soit par un traitement à la vapeur sèche pour les déchets

organiques. L'eau tritiée générée par ces traitements est entreposée en sûreté dans des boîtes à gants dédiées.

Le CEA a conçu pour les déchets FA des conteneurs présentant des caractéristiques particulières en matière de durabilité et de capacité de confinement, en vue d'un stockage au Centre de stockage de l'Aube de l'ANDRA. Toutefois, l'ANDRA a émis un avis négatif sur leur réception au CSA en octobre 2003.

Des déchets TFA tritiés ont été envoyés au Centre de stockage de déchets de très faible activité (CSTFA) de Morvilliers (185 tonnes de déchets métalliques).

En l'absence de filière de stockage, la stratégie du CEA consiste à pérenniser les entreposages de Valduc, améliorer le conditionnement de certains fûts, augmenter les capacités d'entreposage et optimiser l'inventaire. La réception au CSA des déchets n'est plus envisagée pour l'instant, pour raisons de risque de marquage de la nappe phréatique par du tritium ayant pour origine des émissions diffuses depuis les colis de déchets, qui sont expliquées dans le paragraphe suivant.

### *Les difficultés posées par le tritium dans les centres de stockage*

Le tritium est caractérisé par une période courte (12,35 ans) ; il appartient donc à la catégorie des éléments radioactifs à vie courte (période inférieure à 30 ans). Cependant, il a pour caractéristiques une très grande mobilité à travers les milieux qui le contiennent. Le tritium a en effet les propriétés chimiques de l'hydrogène. C'est pour cela qu'il n'est pas possible de le piéger dans les effluents des installations, car il se combine à l'intérieur des molécules d'eau.

En stockage, le tritium peut se déplacer sous forme de relâchement diffus hors des colis. Le risque est néanmoins limité par la présence des ouvrages de stockage.

L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a émis en 1993 une recommandation limitant à 7800 Bq/l en tritium les eaux destinées à la consommation humaine. La directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine a retenu une norme plus sévère de 100 Bq/l en tant que norme de qualité ; cette limite est cependant un seuil d'investigation au-delà duquel il est nécessaire de procéder à une recherche plus poussée d'une éventuelle contamination radioactive. En effet, les mesures de tritium dans les eaux de l'environnement sont effectuées de façon routinière. Le décret n° 2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles, a repris cette valeur comme limite de qualité.

Le centre de stockage de la Manche a été exploité de 1969 à 1993. Un incident en 1976, dû à un débordement d'eaux tritiées issues d'une tranchée de stockage ayant accueilli des déchets, a conduit à un marquage de la nappe sous le centre. Le tritium fait l'objet depuis d'un suivi régulier. L'ordre de grandeur du marquage des eaux souterraines sous le centre peut être localement élevé (jusqu'à quelques dizaines de milliers de Bq/l), ce qui n'induit cependant pas de conséquences sanitaires du fait du caractère très local et confiné de cette pollution. Dans l'environnement, les concentrations restent à un niveau ne présentant pas de risque sanitaire. Le niveau de la radioactivité globale en tritium diminue avec la décroissance radioactive.

Pour tenir compte des incidents en tritium relevés sur le Centre de stockage de la Manche, la capacité en tritium du Centre de stockage de l'Aube a été limitée à 4000 TBq. Les colis de déchets contenant des quantités significatives de tritium doivent faire l'objet d'études de sûreté particulière.

Le décret d'autorisation de création du CSA prévoyait l'absence de rejet et la vérification de l'absence de dissémination radioactive dans l'environnement. A la suite de l'évolution de la réglementation en matière de rejets d'effluents liquides et gazeux, l'Autorité de sûreté nucléaire a demandé à l'ANDRA de déposer une demande d'autorisation de rejet pour le Centre de stockage de l'Aube. Dans son dossier de demande d'autorisation de rejet, l'activité volumique hebdomadaire est limitée à 30 Bq/l dans les eaux du bassin d'orage.

Concernant les déchets reçus au CSA, les spécifications d'accueil limitent la quantité de tritium dégagé par jour et par unité de masse à 2 Bq/g/j. Elles limitent également la quantité de tritium par unité de masse à 200 GBq/t. Le tritium est également limité à une valeur de 1000 Bq/g par lot de déchets. L'accueil des déchets tritiés est donc traité au cas par cas, en vue d'éviter le marquage radioactif par le tritium de l'environnement du centre.

Le respect des objectifs de non marquage de l'environnement du CSA ne rend pas possible l'acceptation de la plupart des déchets tritiés actuellement entreposés à Valduc.

#### *Résumé de la solution actuelle de gestion des déchets tritiés*

Compte tenu de la grande diffusivité des déchets tritiés, même dans des conteneurs fabriqués pour être les plus étanches possibles, et y compris dans les ouvrages en béton du centre de stockage de l'Aube, il n'apparaît pas possible de les accueillir dans les stockages de surface. Cette pratique aurait pour conséquence de marquer la nappe phréatique autour du stockage par le tritium.

Cependant, la situation actuelle est que les déchets sont actuellement entreposés à Valduc et qu'ils y dégazent naturellement, conduisant à un marquage de la nappe phréatique alentour. Celle-ci est cependant déjà contaminée en tritium du fait des activités du Centre. Par ailleurs, l'entreposage ne saurait normalement constituer une solution de gestion à long terme robuste, même si dans le cas particulier du tritium, sa période (12,3 ans) permet de bénéficier de sa décroissance sur des durées de l'ordre du siècle. En revanche, la difficulté de le maintenir en place conduit nécessairement sur cette période, à un marquage de l'environnement.

Ainsi, quel que soit l'endroit où ils sont disposés, on ne peut pas garantir qu'il n'y aura pas de marquage par le tritium et, en tout état de cause, de tels marquages présentent un risque faible du point de vue des conséquences sanitaires, compte tenu du caractère peu radiotoxique de cet élément.

Il reste qu'il n'est pas évident de savoir quelle solution de gestion est effectivement la plus appropriée : entreposage sur une durée de l'ordre du siècle, ou stockage, les deux solutions conduisant à un marquage de l'environnement.

#### *4.2.1.3.4. Les sources scellées usagées*

Les sources scellées usagées présentent des caractéristiques spécifiques. Il est donc nécessaire de mettre en place une gestion adaptée. Elles concentrent la radioactivité dans de petits volumes, et sont le plus souvent constituées de métaux inoxydables qui ont une grande longévité. En outre, elles sont utilisées dans beaucoup d'activités, en dehors de l'industrie nucléaire. Leur faible volume, justement, rend leur entreposage peu pénalisant, ce qui peut expliquer pourquoi le sujet de leur gestion à long terme n'a pas donné lieu à des projets très importants jusqu'ici.

L'encadrement réglementaire des autorisations de détention de sources doit être réécrit actuellement du fait de la transposition des directives européennes en matière de radioprotection, notamment la directive 2003/122/Euratom du Conseil du 22 décembre 2003 relative au contrôle

des sources radioactives scellées de haute activité et des sources orphelines. Il faut donc profiter de cette occasion pour mener une réflexion sur les inflexions qu'il serait possible d'envisager vis-à-vis de la réglementation des sources en fin de vie par rapport à la réglementation actuelle.

### *L'inventaire des sources*

Le PNGDR-MV a permis d'établir un inventaire de ce type d'utilisation de la radioactivité ; c'est ainsi que l'on compte, pour les sources qui sont connues :

- 6 à 8 millions de détecteurs ioniques (intacts, partiellement ou totalement démantelées) ;
- 7900 sources usées entreposées à CISBIO (hors sources CEA entreposées à CISBIO) (inventaire 2002) ;
- 2400 sources usées EDF entreposées sur site (inventaire 2000) ;
- 350 sources usées CERCA ;
- 131 066 sources usées produites par le CEA ;
- 16679 sources CPA (conditions particulières d'autorisation) dont 5131 d'origine française distribuées entre 1990 et 1999 (inventaire ANDRA) ;
- environ 30 000 sources chez les utilisateurs actuels dans le fichier IRSN (qui ne prend pas en compte les sources CEA, les radioéléments naturels et des sources inférieures à certains seuils).

Déterminer un inventaire précis apparaît difficile. Toutes les sources ne sont pas enregistrées (sources dont l'activité est inférieure au seuils d'exemption, sources avec des radioéléments naturels, sources anciennes, ..). Depuis le décret n° 2002-460 du 4 avril 2002 relatif à la protection générale des personnes contre les dangers des rayonnements ionisants, les sources à radioéléments naturels sont en cours de recensement puisque leur détention doit être désormais autorisée. Il est cependant certain que des sources, plutôt de faible activité, qui ont été produites et utilisées avant les années 1960 ou 1970, ont été perdues de vue.

En outre, l'extrapolation de cet inventaire en matière de déchets peut être délicate du fait que la réglementation française spécifie que toute source usagée doit être retournée à son fournisseur, puis au fabricant d'équipement ou de sources, et que certains fabricants sont établis à l'étranger. Par conséquent, certaines sources ont vocation à ne pas être éliminées en France.

### *Le mécanisme de reprise des sources usagées, et conditions de leur déclassement comme déchet*

Depuis le début des années 1990, la réglementation impose, au moins pour les sources de radioéléments artificiels dont la détention est soumise à autorisation, que les sources usagées soient retournées à leur fournisseur, puis à leur fabricant. Une source est considérée comme usagée à la fin de sa période d'utilisation, ou au plus tard au bout de 10 ans.

Les travaux menés dans le cadre du PNGDR-MV ont mis en évidence quelques difficultés qui doivent être prises en compte avec ce système :

- La compatibilité de cette **doctrine avec les doctrines étrangères** en la matière doit être vérifiée, de manière à s'assurer que les sources produites à l'étranger puissent y retourner (le système français de retour au fournisseur ayant été longtemps unique, au moins à l'échelle européenne, avant l'adoption de la directive 2003/122/Euratom du 22 décembre 2003) ;
- La reprise de toutes les sources doit être financée par l'utilisateur via un **mécanisme financier adapté** (mais pour cela, il faut disposer d'une vision plus claire sur la manière dont elles seront éliminées). Ce mécanisme financier peut reposer sur une caution du fournisseur qu'il inclut dans la facturation du prix de vente. De plus, ce n'est pas à l'État

de couvrir à lui seul les frais de gestion à long terme des sources utilisées dans le cadre d'activités privées et concurrentielles ;

- Un **contrôle** doit être exercé pour s'assurer que les sources reviennent bien aux fournisseurs originaux. Ceci pourrait être une mission du corps d'inspection radioprotection ;
- Certains fournisseurs qui se sont dégages de la vente des sources comme Amersham Health posent des problèmes pour la reprise des sources malgré les lettres de demande de reprise faites par l'ASN. Les fabricants étrangers ayant cessé leur activité de fabrication de sources pouvant ne pas avoir été autorisés par leur autorité compétente à entreposer les sources usagées susceptibles d'être récupérées.

Une réflexion a lieu en ce moment sur la nécessité et les modalités de la mise en place d'un système de garanties financières pour les fournisseurs de source, pour pallier aux fournisseurs défaillants. Jusqu'ici, cette garantie était apportée par un système de mutualisation porté par une association regroupant une part importante des fournisseurs de sources (association Ressources), ou par un système de convention avec l'ANDRA (dépôt d'une caution auprès de l'ANDRA).

Par ailleurs, il n'existe aujourd'hui pratiquement dans aucun pays de solution de gestion à long terme pour la plupart des sources scellées. Les sources sont généralement entreposées par les industriels ou par des organisations en lien avec les pouvoirs publics. L'éventualité de la mise au point d'une solution de gestion en France pose avec acuité la question de la justification du retour de sources usagées à un fabricant étranger, si une solution de gestion existe en France.

Il reste que dans tous les cas, les incertitudes sur les filières de gestion à long terme possibles des sources usagées, et donc sur leur coût, pose un problème de mise en œuvre pratique de tout type de garanties financières.

#### *Minimiser le nombre de sources usagées*

En matière de déchets, il importe d'abord de limiter et de minimiser la production de déchets à la source avant de considérer les solutions de gestion à long terme ou de traitement possibles.

Afin de maîtriser et limiter le nombre de sources usagées qui doivent être reprises, 3 principes doivent être appliqués :

- Le **principe de justification** de l'utilisation de sources radioactives dans certaines applications. C'est le cas, par exemple, des détecteurs ioniques de fumée contenant des sources d'Am. Ces détecteurs peuvent être aujourd'hui remplacés par d'autres détecteurs utilisant des technologies non radioactives (détecteurs optiques). Les professionnels de la détection incendie ont proposé aux autorités, dans le cadre du PNGDR-MV, un planning de retrait progressif des détecteurs ioniques en utilisation avec pour objectif de ne plus en avoir en utilisation en 2017 ;
- La **prolongation de vie des sources** : la réglementation fixait jusqu'à récemment une durée maximale d'utilisation des sources de 10 ans. Or, dans beaucoup de cas, et moyennant un contrôle et une requalification adaptée, qui doit être mise en œuvre par un professionnel, il est possible d'envisager techniquement que la durée d'utilisation des sources soit prolongée. La mise en œuvre de cette solution peut diminuer le flux des sources usées ;
- Le **recyclage** : Dans ce cas, il s'agit de récupérer la source, et de la réutiliser, éventuellement après un contrôle adapté, sans procéder à sa destruction totale ou partielle pour en retirer les radionucléides qu'elle contient, pour la même utilisation chez un autre utilisateur, ou dans un autre appareil. Cette pratique du recyclage est déjà

employée, avec des sources entières, pour les détecteurs ioniques (création d'une norme NF reconditionnement) et par CISBIO pour certaines sources à usage médical. Dans une version extrême, il pourrait être envisagé que la matière radioactive soit recyclée, indépendamment de l'enveloppe. Cette pratique n'est toutefois pas à encourager en dehors d'un nombre limité d'exploitant ayant les moyens de pratiquer ce genre de manipulation.

#### *Le stockage de certaines sources au centre de stockage de l'Aube*

La création de filières de gestion à long terme des sources usagées apparaît comme une nécessité, à terme. L'ANDRA a donc étudié la possibilité que des sources soient stockées dans le stockage aujourd'hui opérationnel pour les déchets radioactifs : le stockage de l'Aube.

Stocker des sources au centre de l'Aube pose des problèmes de sûreté inédits par rapport à la démonstration de sûreté du stockage, même pour des radioéléments de courte durée de vie, du fait de l'extrême concentration de la radioactivité dans les sources, qui peut créer des « points chauds » même après 300 ans, et du caractère pérenne de l'enveloppe de la source, qui oblige à considérer que l'objet en lui-même reste attractif, même après 300 ans, dans un scénario d'intrusion. Des limites à la possibilité d'accueillir des sources apparaissent également comme conséquence de l'analyse de sûreté de l'exploitation du stockage, en conditions incidentelles notamment.

L'ASN avait donné il y a plusieurs années son accord pour le stockage au centre de l'Aube de sources de période inférieure à celle du cobalt 60, soit environ 5 ans et d'activité limitée (inférieure à 37 GBq). L'ASN a récemment donné son accord de principe pour les sources de période inférieure à celle du Cs 137, soit environ 30 ans, avec des limites d'activité.

Cette décision ouvre des horizons pour un grand nombre de sources usagées mais il est clair que cette filière ne permettra pas la gestion à long terme d'un nombre important de sources, qui ne peuvent y prétendre, soit du fait de la période des radionucléides, soit du fait de l'activité intrinsèque de la source.

La DGSNR a demandé à l'ANDRA une mise en perspective des critères d'acceptation des sources au CSA par rapport à l'inventaire des sources qui seront gérées à long terme en France, en liaison avec les fournisseurs de sources français, le CEA et l'IRSN qui possède la base de données des sources autorisées.

Le CEA a présenté un projet de dénaturation des sources de faible activité à vie longue pour stockage au CSA. Le stockage de sources d'éléments radioactifs à vie longue au CSA n'est normalement pas compatible avec la vocation du CSA. L'ANDRA doit examiner la possibilité technique d'accueillir ce type de déchets au Centre de Stockage de l'Aube. Cependant, la DGSNR devra également prendre position sur le principe du stockage de ces sources dénaturées au vu de la comparaison risque entreposage/risque stockage et au vu de l'inventaire des radionucléides à vie longue qui serait susceptible d'être stocké de cette façon.

La mise en place d'une solution de gestion à long terme pour les sources usagées en France, même partielle, pose le problème de l'impact de cette décision au niveau européen. En effet, les autres pays européens n'ont pas de filière de gestion à long terme pour la plupart des sources. Si la France se dote d'une filière de gestion, il est nécessaire d'évaluer l'impact de la création d'une filière sur les flux de sources européens.

#### *Le cas des objets radioactifs issus d'usages historiques*

Les réunions menées dans le cadre du PNGDR-MV sur les sources ont mis en évidence de façon claire le problème des sources qui furent produites et distribuées historiquement sans qu'une traçabilité ait été assurée, ni leur détention autorisée. A cet égard, il faut rappeler que le système de contrôle de la détention « des sources de radioéléments », la commission interministérielle des radioéléments artificiels (CIREA) ne fut créée qu'en 1956. La CIREA n'a donc été créée que lorsque les applications de la radioactivité naturelle étaient en place depuis un demi-siècle, et que les activités mettant en jeu des radionucléides artificiels étaient en exploitation depuis une décennie. Son action de contrôle de la détention de sources était par définition limitée aux radionucléides artificiels ; elle ne couvrait pas, par conséquent, les utilisations du radium. Par ailleurs, les seuils d'exemption (seuils au-dessous desquels la détention de radionucléides ne nécessite pas d'enregistrement) étaient à l'origine relativement élevés, et ont été petit à petit abaissés au cours du temps. Enfin, même si le contrôle administratif exercé par la CIREA était très strict, il se basait uniquement sur les déclarations des personnes concernées, car la CIREA ne disposait pas de possibilité d'inspection ; par conséquent, quelques sources enregistrées par la CIREA ont également pu être égarées ; en particulier, il faut rappeler que l'obligation de reprise des sources usagées par le fournisseur n'a été mise en place qu'en 1991.

Toutes ces raisons, et l'expérience propre de nombreux participants au groupe de travail du PNGDR-MV, font penser qu'un certain nombre de sources de radioactivité ne sont pas recensées aujourd'hui. Certaines sont très probablement détenues par des personnes qui ignorent les risques qu'elles pourraient présenter. Des exemples qui ont été cités sont : les objets au radium (aiguilles et autres sources à usage médical), des kits pédagogiques sur la radioactivité qui avaient été distribués par le CEA à l'Education nationale, plus généralement, des sources utilisées en milieu médical (il apparaît par exemple qu'en milieu hospitalier, de nombreuses sources scellées usagées en déshérence sont entreposées dans les différents services), etc.

Il apparaît donc nécessaire d'étudier la possibilité de récupérer ces objets, par le biais, par exemple, de campagnes de récupération. Une telle campagne avait été entreprise à la fin des années 1990 pour les aiguilles au radium, qui avait permis de récupérer un bon nombre d'objets.

Mettre en place une telle campagne de récupération nécessite de prévoir un financement. Il est en effet nécessaire de couvrir des frais de publicité destinée au grand public. En outre, le groupe de travail du PNGDR-MV s'accorde sur le fait que, pour être efficace, la reprise des sources en elle-même doit être subventionnée, même si une contribution symbolique de la part des particuliers ou collectivités concernées doit être exigée. En effet, faire payer le vrai montant des frais de reprise (qui comprend la provision adéquate pour la gestion à long terme) conduit à des coûts élevés qui risquent de conduire un certain nombre de personnes à se débarrasser des objets radioactifs en question d'une façon non appropriée.

Enfin, il est nécessaire de prévoir, en regard des objets radioactifs que l'on pense récupérer ainsi, les capacités d'entreposage adaptées. Le dimensionnement de ces capacités d'entreposage est délicat du fait de l'imprécision de l'inventaire.

Une recommandation du PNGDR-MV pourrait être de charger l'ANDRA d'étudier les modalités d'une telle récupération.

#### ***Le cas des détecteurs ioniques de fumée***

La technologie des détecteurs ioniques de fumée est basée sur l'utilisation de sources de très faible activité d'américium (parfois sous une forme céramique, mais le plus souvent sous forme d'un sandwich laminé). Certaines de ces sources ont elles-mêmes une activité inférieure au seuil d'exemption (seuil de radioactivité en dessous duquel une autorisation de détention de

radionucléides n'est pas nécessaire). Le statut en matière de nécessité de détention d'autorisation dépend du nombre de sources mises en œuvre dans une installation. Néanmoins, et contrairement à beaucoup de pays européens, les pouvoirs publics ont souhaité dès le départ contrôler la diffusion de cette technologie, en soumettant à autorisation les producteurs de détecteurs, et en interdisant leur mise sur le marché grand public. C'est ainsi que l'utilisation de ces détecteurs est normalement réservé au marché professionnel ; ils ne peuvent être mis en place dans les habitations privées, mais seulement dans les bâtiments de sociétés ou dans les parties communes des immeubles. Ces dispositions avaient pour objet de limiter normalement leur manipulation à des professionnels.

Il faut noter que dans nombre de pays européens, ces détecteurs étaient ou sont encore en vente libre, et dans ce cas il est autorisé de les éliminer dans les déchets ménagers, ce qui pose actuellement des problèmes difficiles pour les pouvoirs publics dans le cadre d'une nouvelle directive européenne sur les appareils électriques et électroniques qui exige qu'ils soient recyclés de façon appropriée. Le fait que ces détecteurs sont toujours en vente libre dans des pays voisins et qu'en France nombre de résidences secondaires soient détenues par des étrangers pourrait d'ailleurs induire certaines surprises.

Compte tenu de la période longue de l'américium, les sources des détecteurs en fin de vie sont actuellement recyclées par les fabricants dans des détecteurs neufs, ce qui fait que le flux de sources de détecteurs de fumée non réutilisées est très faible, et qu'il n'y a pas actuellement de considération sur la gestion à long terme de ces sources en tant que déchets.

Le caractère réfractaire des sources d'américium des détecteurs de fumée fait que ces sources présentent une très faible dangerosité, même lorsqu'elles sont incinérées de façon accidentelle (cas récemment arrivé avec des détecteurs issus du centre CEA de Saclay) du moins tant que le nombre de sources mis en jeu ne dépasse pas quelques dizaines d'unités.

L'évolution des technologies fait qu'aujourd'hui, de nouvelles technologies de détecteurs de fumée permettent de remplacer les technologies ioniques. Pour tenir compte de ce fait, le groupement des entreprises de sécurité incendie (GESI) a proposé, lors de l'élaboration du PNGDR-MV, de retirer progressivement ce type de détecteurs du marché, selon un planning qui prend en compte le fait que ce changement de type de détecteur doit correspondre à un changement du tableau central de regroupement des signaux d'incendie dans les bâtiments concernés, et que ce tableau, dont le coût est élevé, n'est changé que lorsqu'il devient obsolète. Cela conduit à un planning selon lequel les derniers détecteurs incendie seraient commercialisés en 2009 et retirés du service en 2017. L'ASN n'a pas encore pris position sur ce planning, même si elle apprécie cette proposition volontaire des industriels, auxquels elle avait d'ailleurs demandé de justifier, au vu des technologies actuelles, de continuer d'utiliser les détecteurs ioniques.

Cette position du GESI conduit à devoir examiner la question de la gestion à long terme des millions de petites sources d'américium qui vont fatalement être récupérées lors du retrait du service des détecteurs ioniques. S'agissant d'un radioélément à vie longue, les volumes en jeu et les activités étant faibles, il convient d'examiner dans quelle solution de gestion à long terme, en activité ou en projet, ces sources pourraient être prises en charge. La limite d'activité par source déterminée par l'ANDRA pour le cas de l'américium 241 est estimée à 4 kBq, soit la plus petite valeur d'activité des sources des détecteurs ioniques. L'ANDRA n'envisage donc pas une prise en charge de ces détecteurs de fumée au CSA.

### *Le cas des paratonnerres*

Compte tenu des capacités d'ionisation de l'air dues à la radioactivité, l'utilisation de sources radioactives dans des dispositifs de protection contre la foudre a été mise en œuvre très tôt. On

sait aujourd'hui que des dispositifs non radioactifs, avec des pointes conductrices, peuvent créer, dans le champ électrique lié à un orage, des champs d'ionisation au moins aussi efficaces. C'est pourquoi l'utilisation de radioactivité pour cet usage a été considéré comme non justifié dès le début des années 1980, et l'interdiction de commercialisation de ces dispositifs a été prononcée par l'arrêté du 11 octobre 1983 interdisant l'emploi d'éléments radioactifs pour la fabrication, la commercialisation et l'importation des paratonnerres, applicable à compter du 1<sup>er</sup> janvier 1987. En revanche, cet arrêté ne prévoit pas d'obligation de démontage des paratonnerres déjà installés.

Les sources d'américium et de radium mises en jeu dans ces dispositifs sont assez radioactives puisqu'il s'agissait d'ioniser l'air ambiant. C'est pourquoi des précautions doivent être prises lors de la manipulation de ces dispositifs, en particulier également parce qu'ils ont souvent été exposés de nombreuses années aux intempéries.

Actuellement, les paratonnerres qui sont remplacés ou démontés définitivement sont récupérés à un rythme relativement intensif, (de 500 à 600 têtes par an) par les professionnels du secteur qui les regroupent avant que l'ANDRA ne les prenne en charge. Il n'y a pas cependant d'obligation de démontage de ces dispositifs.

Certains pays européens comme la Belgique ont récemment pris des mesures de démontage obligatoire, à la suite d'observations montrant que la dégradation des dispositifs dû à leur âge pouvait conduire, et avait conduit dans certains cas, à des dégradations notables des sources radioactives, et y compris leur chute au voisinage des bâtiments, ce qui pouvait créer des situations néfastes du point de vue de la radioprotection du public.

La question se pose donc de la mise en œuvre d'un tel programme de retrait obligatoire en France. Ses modalités de financement, notamment en ce qui concerne la part qui devra être prise en charge par le propriétaire du paratonnerre, ainsi que les modalités d'entreposage subséquents, devront être définis avant de procéder à un tel retrait obligatoire.

#### ***4.2.2. Les déchets de plus forte dangerosité radiologique, dont le producteur n'est pas conscient de leur existence, mais partiellement solvable***

Dans cette catégorie, il est possible d'identifier des sources (ou, plus généralement, des objets) dont le possesseur n'est pas conscient du caractère radioactif ou dont il ignore être le possesseur. Le problème général de la gestion à long terme des sources est discuté au §4.2.1.3.4 ; il existe des solutions de gestion pour certaines, d'autres pourraient être prises en charge dans le cadre de stockages existants, mais cela reste à confirmer. Pour d'autres encore, principalement des objets radioactifs au radium, leur dangerosité est telle qu'elles ne pourraient être prises en charge que dans des projets à venir ; leur cas est discuté de façon extensive au §4.2.1.3.2

#### ***4.2.3. Les déchets de plus forte dangerosité radiologique, dont le producteur n'est pas solvable***

On trouve dans cette catégorie : quelques déchets issus de l'assainissement de sites pollués (cf. discussion au §4.1.3), quelques déchets radifères historiques (cf. discussion sur les déchets radifères au §4.2.1.3), et surtout, les déchets issus de l'industrie historique du radium.

Le cas des objets au radium présentant une activité tellement concentrée qu'il n'est pas envisageable de les prendre en charge dans le cadre du projet de stockage radifère FAVL, du moins dans leur état initial, est à considérer de façon particulière (le stockage radifère est évoqué

au §4.2.1.3). Il s'agit d'objets historiques. Ont été ainsi récupérés quelques milliers d'objets radifères à usage médical (aiguilles au radium, applicateurs sous diverses formes).

Les paratonnerres radioactifs, divers objets au radium (issus de l'industrie horlogère ou plus généralement des applications luminescentes) et, éventuellement, les détecteurs d'incendie pourraient être pris en charge dans le cadre du projet de stockage radifère, compte tenu de leur faible activité moyenne. La vérification de cette acceptation reste à mener par l'ANDRA en considérant un site réel.

En ce qui concerne les objets au radium les plus actifs, typiquement les sources utilisées à des fins médicales depuis les années 1920, leur activité intrinsèque ne permet d'envisager qu'une élimination similaire à celle qui est adoptée pour les déchets MAVL, voire HA. La compatibilité des solutions recherchées actuellement pour les déchets MAVL et HA issus de l'industrie électronucléaire avec ce type de déchets fait partie des recherches menées par l'ANDRA pour le stockage géologique. Des solutions type stockage géologique pourraient prendre en charge ce type de déchets, moyennant une adaptation des concepts ; les volumes d'objets au radium de forte activité sont extrêmement faibles par rapport au volume des déchets MAVL ou HA issus de l'industrie électronucléaire.

## 5. Le cas particulier des déchets produits comme conséquence d'accidents ou d'actes de malveillance

Cette catégorie de déchets très spécifique ne peut pas vraiment être incluse dans les considérations précédentes. Il s'agit ici de traiter de cas de dispersion importante de contamination radioactive, dont l'origine peut être soit un accident, soit un acte de malveillance (par exemple, l'utilisation d'une « bombe sale »). Il ne revient pas au PNGDR-MV de traiter des problèmes de prévention de ces situations, ni de gestion de la mise en sécurité destinée à prévenir des risques supplémentaires pour le public et l'environnement. Il semble également difficile de traiter d'accidents qui ont de telles conséquences en termes d'étendue géographique qu'ils impactent considérablement l'économie et la société à l'échelle d'un pays (comme l'accident de Tchernobyl). On s'intéresse donc plutôt à des événements qui ont des conséquences à l'échelle d'une région, en termes de pollution sur quelques kilomètres carrés au plus, et qui donnent lieu à la production de quantités de déchets importantes (de plus de quelques milliers de tonnes, typiquement).

### 5.1. Le retour d'expérience

Il paraît intéressant d'exposer d'abord quelques éléments de retour d'expérience, à la fois dans le domaine radiologique, comme dans le domaine conventionnel.

#### 5.1.1. Retour d'expérience dans le domaine radiologique

L'accident le plus caractéristique est probablement celui de Goiânia au Brésil, en 1987, quand une source très active de césium issue d'une clinique abandonnée a été manipulée sans précaution et son contenu répandu dans un quartier. Cet accident a fait 4 morts et 28 irradiés à des doses importantes (brûlures).

L'assainissement consécutif à l'accident a nécessité la démolition de plusieurs résidences, l'enlèvement de sol, et l'assainissement d'une vaste zone de la ville. En tout, plus de 3500 m<sup>3</sup> de déchets radioactifs ont été générés. Ces déchets ont dû être gérés par la création d'un site de stockage dédié en surface en dehors de la ville concernée, afin de minimiser les transports, et parce que le Brésil ne disposait pas à cette époque d'une installation de stockage de déchets.

#### 5.1.2. Retour d'expérience en dehors du domaine radiologique

Un retour d'expérience intéressant à considérer serait probablement la situation qui fait suite aux marées noires. Les déchets pollués ont été regroupés sur des sites pétroliers mais sont difficiles à traiter. Les déchets de l'Amoco Cadiz n'ont pas été traités pendant plus de 20 ans.

### 5.2. Réflexions dans le cadre du PNGDR-MV

Les problèmes principaux à traiter dans les cas de contaminations de grande ampleur, en matière de gestion de déchets radioactifs, sont les suivants :

- l'organisation de l'entreposage de ces déchets à titre provisoire et d'urgence, ainsi que les modalités techniques de cet entreposage ;
- l'organisation visant à déterminer si les déchets peuvent être pris en charge dans des filières de déchets existantes ;
- le problème du financement, notamment parce que les assurances ne couvrent généralement pas les risques liés à la radioactivité.

Il est important de réfléchir également sur le problème de la gestion du risque radiologique dans la région affectée par l'événement, bien après l'événement. Faut-il, au bout d'un certain moment, considérer que la pollution radioactive résiduelle conséquence de l'événement, est incluse dans le bruit de fond de la région, ou faut-il au contraire maintenir une approche qui restreigne les nouvelles activités nucléaires dans la région compte tenu du fait qu'il existe déjà une activité ajoutée du fait de l'événement ? Bien que cette question ne soit pas forcément à considérer très rapidement après l'événement, elle se pose aujourd'hui clairement en ce qui concerne les retombées des essais atmosphériques et en ce qui concerne les conséquences de l'accident de Tchernobyl. Compte tenu des relativement faibles niveaux des pollutions engendrées en France par ces événements, la question n'est pas éminemment urgente, mais elle se poserait avec beaucoup plus d'acuité dans le cas d'une pollution plus importante.

## Partie 2

# Les matières radioactives valorisables

Certaines matières nucléaires mises en jeu dans le cycle du combustible nucléaire sont considérées comme valorisables. Elles sont pour partie actuellement valorisées et leur valorisation complète est envisagée notamment dans le cadre de la poursuite d'un programme électronucléaire, et du développement de nouveaux types de réacteurs. Ce ne sont donc pas des déchets. Cependant, il est apparu utile de les évoquer succinctement dans le cadre du PNGDR-MV et d'examiner la possibilité de leur élimination pour le cas où des circonstances surviendraient qui impliqueraient une décision d'abandon justifiant de les caractériser comme des déchets. En outre, cela permet de rendre le PNGDR-MV cohérent en termes de domaine couvert avec l'Inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables, publié par l'ANDRA.

## 1. Présentation des matières valorisables

### 1.1. Les combustibles usés

Dans le système industriel français actuel de l'électronucléaire, les combustibles usés sont retraités à l'usine de La Hague, et leur contenu en matière fissile récupéré pour être recyclé. La politique d'EDF est de faire retraiter l'ensemble des combustibles irradiés du parc actuel. Elle est aussi de ne retraiter que la quantité de combustible correspondant au plutonium qui peut être recyclé en ligne (aux délais techniques prêts), dans les réacteurs autorisés à recevoir du combustible MOX. De ce fait, il existe actuellement une différence entre la quantité de combustible usé déchargé des réacteurs et la quantité retraitées, compte tenu des capacités de recyclage actuelles. Ceci conduit à une augmentation progressive des quantités de combustible usé entreposé dans les piscines de la Hague en attente de traitement. L'inventaire du nombre de combustible usés entreposés à La Hague en attente de retraitement devrait cependant se stabiliser à moyen terme, notamment grâce aux projets d'EDF concernant l'augmentation progressive du taux de combustion des éléments combustibles nucléaires, ce qui nécessite moins d'éléments combustibles pour produire la même énergie.

### 1.2. Les matières nucléaires séparées par le retraitement

Le retraitement des combustibles usés, tel qu'il est pratiqué actuellement à La Hague, permet de séparer le plutonium, et l'uranium. Les produits de fission et les actinides mineurs sont considérés comme des déchets et sont vitrifiés.

Le plutonium, qui contient un potentiel énergétique comparable à celui de l'uranium fissile, est réutilisé dans des combustibles à base d'oxyde de plutonium, dits « MOX ». Comme indiqué précédemment, la quantité de plutonium séparé non utilisée en ligne est limitée et correspond à un en-cours du processus industriel (quelques dizaines de tonnes). Même en cas de modification en rupture du système industriel, pour une raison ou une autre, cette quantité de plutonium séparé pourra être résorbée et gérée sous une autre forme, comme par exemple des assemblages MOX irradiés.

L'uranium séparé lors du processus de retraitement, « l'uranium de retraitement », conserve encore un enrichissement en uranium 235 comparable à celui de l'uranium naturel, mais contient certaines impuretés, présentes en faibles quantités, issues du processus industriel de séparation. Certains isotopes de l'uranium de retraitement, comme l'uranium 232 ou l'uranium 236 pénalisent

la réaction de criticité, et certains produits de filiation, comme le Tl208 nécessitent des dispositions particulières du point de vue de la radioprotection.

Une partie de l'uranium de retraitement séparé dans les usines de retraitement de COGEMA la Hague est reconverti en  $UF_6$  pour être réenrichi en isotope 235 à l'étranger. La quantité d'uranium ainsi reconvertie correspond environ au tiers de l'uranium de retraitement séparé à la Hague annuellement par COGEMA pour EDF. L'uranium de retraitement ainsi enrichi est réutilisé pour fabriquer du combustible nucléaire. Ce combustible est brûlé dans deux réacteurs nucléaires d'EDF à Cruas. L'uranium de retraitement est donc en partie valorisé, le reste est entreposé. La réutilisation de l'uranium de retraitement dépend du prix de l'uranium naturel. Le stock actuel (fin 2002) est de l'ordre de 16 000 t ; à ce rythme il sera de l'ordre de 25000 t aux alentours de 2020 selon l'Inventaire national des matières radioactives et des matières valorisables.

### **1.3. Les matières secondaires du cycle du combustible : l'uranium appauvri**

L'uranium naturel a une concentration en uranium 235, fissile, de 0,7%. Pour alimenter les réacteurs électronucléaires actuels, il est nécessaire de l'enrichir en uranium 235 jusqu'à des teneurs de l'ordre de 3 à 4%. Cette opération est réalisée à l'usine Eurodif, sur le site du Tricastin. En outre, mais cela est beaucoup plus mineur en termes de quantités mises en jeu, de faibles quantités d'uranium ont été aussi enrichies jusqu'à des teneurs beaucoup plus élevées en uranium 235 (plus de 95%) pour certaines opérations particulières, notamment les éléments combustibles des réacteurs expérimentaux ou d'autres usages intéressant la défense nationale.

Toutes ces opérations d'enrichissement de l'uranium naturel créent nécessairement un produit secondaire, l'uranium appauvri. Celui-ci contient encore de l'ordre de 0,2 à 0,3% d'uranium 235, qui n'est pas aujourd'hui jugé récupérable économiquement.

Les masses d'uranium appauvri produites sont assez importantes par rapport à la quantité entreposée d'uranium de retraitement. C'est ainsi que sont actuellement entreposées (fin 2002) environ 220 000 tonnes d'uranium appauvri, et qu'il est prévisible que cette quantité soit de l'ordre de 350 000 tonnes à l'horizon de 2020.

L'uranium appauvri est actuellement entreposé par COGEMA sur ses sites de Pierrelatte et de Bessines, sous la forme chimique stable  $U_3O_8$ . L'uranium appauvri a une activité spécifique de l'ordre de la dizaine de milliers de Bq/g.

### **1.4. Les matières valorisables issues d'autres industries que l'industrie nucléaire**

L'Inventaire national note, dans le domaine des matières valorisables existant en grandes quantités, qu'il existe également en France 10 850 t de nitrate de thorium et 21 755 t d'hydroxyde brut de thorium, qui sont majoritairement entreposés par Rhodia à La Rochelle. Ces matières peuvent présenter un intérêt énergétique pour l'industrie nucléaire en cas du développement futur de réacteurs pouvant utiliser le thorium comme combustible (le développement d'une telle filière requiert également des réacteurs « à neutrons rapides »). En effet, le thorium peut s'activer en uranium 233, qui est une matière fissile.

Même si les quantités en question sont d'un ordre de grandeur plus faible que les quantités d'uranium appauvri, leur devenir est également lié au futur de l'industrie nucléaire, et, notamment, aux types de réacteurs qui seraient construits. Il est donc nécessaire de les prendre en compte au même titre.

D'autres matières entreposées par Rhodia à la Rochelle (matières en suspension), représentant un inventaire de 19 585 t contiennent encore 25% de terres rares que Rhodia estime pouvoir recycler en fonction de l'intérêt économique d'une telle situation.

## **2. Analyse prospective des options de gestion en cas de décision de considérer ces matières comme des déchets ultimes**

Ce paragraphe, à caractère prospectif, examine les options de gestion possibles de ces matières si, pour une raison ou une autre, elles venaient à être un jour considérés comme des déchets.

### **2.1. Le combustible utilisé**

Les acteurs de la recherche effectuée au titre du chapitre II du titre IV du livre V du code de l'environnement (issu de la loi du 30 décembre 1991), le CEA et l'ANDRA, incluent systématiquement, à titre de précaution, notamment dans le dimensionnement des projets, les combustibles usés dans le développement de leurs concepts de stockage géologique ou d'entreposage de longue durée. Cela permet également de comparer plus facilement les concepts français et leurs performances sur le plan international, où un grand nombre de pays considèrent des solutions de gestion à long terme directe des combustibles usés, sans recyclage.

Par conséquent, des solutions sont actuellement étudiées, à titre de précaution, pour l'élimination directe du combustible usé.

### **2.2. L'uranium appauvri, l'uranium de retraitement et le thorium**

Comme il a été décrit aux paragraphes 1.2. et 1.3., des larges quantités d'uranium appauvri, ainsi que de plus faibles quantités d'uranium de retraitement et de thorium, sont actuellement entreposées en tant que matière première valorisable.

L'uranium appauvri est actuellement valorisé, de façon mineure vis-à-vis des flux de production annuels observés pour ces matières, comme support de fabrication de combustible MOX. Une valorisation de quantités beaucoup plus importantes est envisagée dans le cadre du développement de nouvelles filières de réacteurs nucléaires qui utiliseraient des spectres neutroniques dits « rapides »<sup>3</sup>, comme ceux qui sont considérés par le programme international « Génération IV ». Ces projets sont en cours de développement de même que les combustibles qui leur seront associés ; leur mise en œuvre industrielle suppose que l'énergie de fission nucléaire soit une source d'énergie qui continue à être utilisée à grande échelle et utilisent des technologies de combustibles propres au recyclage de l'uranium appauvri.

L'uranium de retraitement est en partie réutilisé de façon similaire à l'uranium naturel pour la fabrication de combustibles alimentant le parc nucléaire d'EDF. L'arbitrage entre la part immédiatement valorisée et la part entreposée pour recyclage ultérieur dépend des conditions relatives à l'approvisionnement en combustible à base d'uranium naturel.

Il faut noter que par le passé, l'uranium appauvri a été employé pour de multiples applications dans le cadre d'activités nucléaires ou, également, dans le cadre d'activités qui n'avaient rien à voir avec les activités nucléaires.

---

<sup>3</sup> Dans ces réacteurs, les larges quantités de neutrons disponibles en surplus, et leur caractère énergétique, permettent d'utiliser l'uranium appauvri comme matière fertile, l'uranium 238, qui en constitue la majorité, pouvant être transmuté en plutonium 239 et réutilisé sous cette forme après un retraitement.

Dans le cadre d'activités nucléaires, l'uranium appauvri a en effet été utilisé notamment pour fabriquer des protections biologiques autour de sources de radiations de très forte intensité, en particulier dans le cadre de la radiothérapie.

En dehors d'activités nucléaires, l'uranium appauvri a été essentiellement utilisé en raison de deux propriétés : sa très forte densité, et la possibilité d'obtenir un pigment jaune caractéristique. La densité de l'uranium a été mise à profit pour fabriquer des contrepoids (aéronautique), et également des quilles de bateaux. L'utilisation pour fabriquer des obus est également bien connue. L'uranium a été utilisé comme pigment principalement dans l'industrie ou l'artisanat de la faïence.

De même, le thorium a longtemps été utilisé en raison de ses propriétés réfractaires et de tenue excellente aux hautes températures ; on peut notamment citer son utilisation pour la fabrication des manchons de lampe à gaz à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle et dans la première partie du XX<sup>ème</sup> siècle.

Toutes ces utilisations n'ont plus cours aujourd'hui. Il est cependant nécessaire de pouvoir reprendre les objets qui ont été fabriqués à partir de cet élément, au moins lorsque l'uranium est présent en quantités importantes. La question de la mise en place d'un dispositif de récupération fiable de cet uranium se pose.

Toutefois, il faut souligner que l'ensemble de ces utilisations de l'uranium appauvri ont concerné des quantités qui sont en ordre de grandeur bien inférieures aux quantités issues de l'industrie électronucléaire, et qu'elles ont toutes pratiquement été interrompues aujourd'hui, en tous cas en ce qui concerne les applications civiles. Elles ne remettent donc pas en cause les ordres de grandeur exposés ici, même en tenant compte de la reprise des objets anciens fabriqués à partir d'uranium appauvri.

Les propriétés de l'uranium appauvri, ou du thorium, en termes de contenu radiologique sont de quelques dizaines de milliers de Bq/g avec des radioéléments à vie longue. Cette activité est de cet ordre de grandeur, en dépit du caractère relativement stable de l'uranium 238, de l'uranium 235 ou du thorium 232 (qui ont des périodes supérieures à la centaine de millions d'année), de par la concentration extrême en ces éléments qui sont présents sous forme concentrée. La situation est donc notablement différente des résidus miniers ou des déchets radifères FAVL où la radioactivité est diluée dans un volume important de matériau non radioactif.

Cela a pour conséquence que cette matière ne peut clairement pas être considérée comme un déchet TFA (la limite pour l'uranium 235 et 238 au centre de stockage TFA est de 100 Bq/g), ou même stockable en surface, au moins dans les installations actuellement en exploitation (les limites de réception pour les émetteurs alpha au centre de l'Aube sont de 3700 Bq/g en moyenne par colis, mais de 500 Bq/g en moyenne dans l'ensemble du stockage).

Il est donc nécessaire d'examiner si les propriétés de l'uranium appauvri permettraient de le prendre en charge dans un concept de surface ou de subsurface, ou s'il serait éventuellement même nécessaire de considérer un stockage géologique pour cette matière. Dans tous les cas, les ordres de grandeur des volumes considérés, s'il fallait considérer ces matières comme des déchets, sont de nature à modifier considérablement l'ampleur des projets de stockage : il faut donc souligner que si ces matières venaient à être considérées un jour comme des déchets, il serait nécessaire de les prendre en compte pour dimensionner les filières de gestion à long terme correspondantes, elles ne pourraient pas être simplement pris en charge de façon marginale, comme on peut le considérer pour certains déchets historiques.

Il apparaît donc qu'il serait tout à fait utile, à titre de précaution, et de façon à être cohérent avec les travaux en cours concernant le combustible usé, qu'un programme de recherche soit lancé sur la façon de définir comment seraient gérées ces matières si elles venaient à être considérées un jour comme des déchets ultimes.

## Partie 3

# Examen de la cohérence des solutions de gestion des déchets radioactifs

Cette partie traite de la cohérence des diverses solutions mises en œuvre, envisagées ou envisageables, pour la gestion des déchets radioactifs. Elle s'intéresse aux solutions de gestion à long terme plutôt qu'aux solutions de gestion intermédiaire, comme les entreposages.

Un premier paragraphe traite, d'une manière générale, des critères qui peuvent être pris en compte pour l'examen de la cohérence des modes de gestion à long terme. Le second paragraphe discute du point de vue de la cohérence des principes de l'ensemble des solutions de gestion qui ont été évoquées dans le cadre du PNGDR-MV.

Enfin, les paragraphes suivants examinent la cohérence des filières de gestion du point de vue des volumes de déchets et de la cohérence technique.

## 1. Quels critères pour examiner la cohérence des solutions de gestion à long terme des déchets radioactifs ?

Pour comparer des solutions de gestion à long terme des déchets radioactifs, plusieurs critères peuvent être énoncés :

- l'impact radiologique induit par ces solutions de gestion ;
- le niveau d'optimisation technique et économique, en fonction des différents modes de gestion envisageables, et des ressources qu'il est possible ou souhaitable de consacrer à la gestion à long terme de ces déchets ;
- la prise en compte de la dimension temporelle de la mise en place des filières de gestion à long terme par rapport aux besoins, de façon à éviter des entreposages non nécessaires sur de trop longues périodes, et de réduire les risques liés à la non pérennité du producteur du déchet ;
- l'adéquation en termes de volumes des filières de gestion à long terme par rapport aux besoins.

Les paragraphes suivants discutent certains de ces critères de façon approfondie.

### 1.1. L'impact dosimétrique peut-il être le critère principal de jugement de la cohérence des modes de gestion à long terme des déchets ?

En première approche, on pourrait considérer que l'impact dosimétrique associé à un mode de gestion pourrait être le critère principal, scientifiquement défini et quantifié, permettant de juger de la cohérence des modes de gestion des déchets, notamment en ce qui concerne les déchets TFA.

Cependant, l'application de ce critère n'est pas toujours immédiate, pour différentes raisons :

- l'impact dosimétrique ne se mesure pas directement, il est la conséquence d'un calcul qui prend en compte la radioactivité du déchet, mais aussi les modes d'exposition des personnes concernées, qui peuvent varier considérablement en fonction de leur mode de vie ;

- faut-il considérer l'impact dosimétrique à la personne la plus exposée, à un groupe de personnes qui serait le plus exposé, à un ensemble plus vaste de la population ? Cela pose des problèmes bien connus en matière de limites de l'approche en matière de dose collective, mais il faut bien tenir compte du nombre de personnes concernées ;
- faut-il considérer différemment les doses engagées par des personnes du public ou par des travailleurs dans l'exercice de leur profession ?
- comment prendre en compte l'impact sur l'environnement ?
- l'impact dosimétrique lié à une utilisation normale d'objets, dans le cadre d'un mode de vie « moyen », ne reflète pas forcément la robustesse du mode de gestion, qui est plutôt mesuré par les conséquences que pourraient avoir ce mode de gestion dans des situations dégradées, extrêmes, de plus faible probabilité ; or, il peut être très difficile de scénariser et de calculer l'impact de ces situations.

C'est pourquoi, si cette approche d'un critère de cohérence des filières de gestion par l'impact radiologique apparaît au premier abord comme pouvant donner un critère quantifiable unique, à base scientifique, elle n'apparaît pas aussi simple d'utilisation.

En particulier, il n'est pas forcément évident, sur un plan éthique, et même en restant dans le domaine des faibles doses, s'il vaut mieux une situation d'une très faible dose répartie sur un grand nombre de personnes, ou une dose un peu plus forte répartie sur un groupe plus restreint de personnes.

Il est également important de considérer la robustesse des modes de gestion par l'intermédiaire d'une analyse de sûreté qui décrit et évalue les conséquences de situations dégradées possibles.

Cependant, l'approche par l'impact radiologique, couplé à une approche de sûreté analysant systématiquement les conséquences d'évolutions dégradées des stockages, est l'approche de référence pour le jugement d'acceptabilité d'installations de stockage concentrant en un lieu les déchets concernés, à condition qu'elle soit accompagnée d'une optimisation visant à maintenir l'impact radiologique aussi bas qu'il est raisonnablement possible, en prenant en compte les contraintes notamment financières associées.

En conséquence, ceci nécessite de s'assurer de la cohérence des méthodologies et des critères des analyses d'impact radiologique et de sûreté entre différentes filières de stockage.

## **1.2. L'évaluation du niveau d'optimisation technique et économique**

A un instant donné, il est possible, en comparant diverses solutions de gestion à long terme envisageables pour différents types de déchets, de disposer de données qui permettent d'examiner et de mesurer les avantages et inconvénients de différentes solutions, à la fois sur le plan technique (impact environnemental, robustesse (évaluation de la sûreté à long terme), conséquences logistiques), et sur le plan économique.

Cette optimisation s'effectue avec un certain nombre de contraintes, notamment techniques, et économiques. D'autres contraintes rentrent également en ligne de compte, notamment l'acceptation du public vis-à-vis de la mise en place des filières de gestion à long terme envisagées, ou encore les dispositions législatives et réglementaires existantes. Outre le souci d'assurer une certaine cohérence dans les différentes solutions de gestion de l'élimination des déchets radioactifs, il convient d'assurer une certaine continuité d'approche technico-économique entre les déchets dangereux issus de l'industrie non nucléaire, et les déchets radioactifs de très faible activité issus de cette même industrie, les coûts d'élimination de tels déchets devant rester acceptables par rapport aux risques qu'ils présentent.

Il convient qu'une optimisation technico-économique soit réalisée de façon transparente, pour permettre aux citoyens de comprendre par quelle méthode on arrive à privilégier une filière de gestion à long terme particulière, même si comme toute solution, elle peut présenter aussi des inconvénients.

### **1.3. La prise en compte de la dimension temporelle : comment réexaminer les solutions de gestion à long terme anciennes**

Il est souvent préférable de mettre en œuvre rapidement des solutions de gestion à long terme plutôt que d'attendre. Cela permet d'éviter la création d'entrepôts non nécessaires dont la sûreté à très long terme n'est pas assurée, tandis que la pérennité du producteur de déchet pourrait ne pas être certaine. Cependant, le niveau d'exigences de la société, qui est reflété dans la réglementation, évolue, notamment depuis les années 1970 dans le domaine de l'environnement. Il faut donc disposer d'une méthodologie pour pouvoir comparer des solutions de gestion à long terme qui ont été mises en place à des époques différentes.

Dans ce cas de l'examen de filières de gestion à long terme historiquement mises en œuvre et qui pourraient ne plus être conformes à l'état de l'art, le problème de la cohérence passe par un réexamen de sûreté qui permet de faire le point sur l'état de l'installation, et d'identifier les points qui ne sont plus conformes à l'état des connaissances et de la réglementation. Ce réexamen doit pouvoir fonder une analyse de la justification d'une intervention. Cette analyse doit se baser sur une démarche de comparaison et d'optimisation qui permette de comparer les avantages et inconvénients de différentes solutions (depuis, ne rien faire, jusqu'à reprendre complètement et créer une nouvelle solution de gestion, en passant par la réalisation de travaux d'amélioration plus ou moins importants). Cette démarche doit notamment examiner et peser les gains quant à la sûreté à long terme pour la population environnante, les inconvénients pour les travailleurs qui réaliseraient l'intervention, ainsi que l'impact de cette intervention pour la population, et, également, les coûts engagés par une telle opération en regard de l'amélioration de la sûreté à court, moyen et long terme attendue.

## **2. Examen de la cohérence des principes mis en œuvre dans les solutions de gestion à long terme des déchets radioactifs identifiées dans le cadre du PNGDR-MV**

Lors du développement du PNGDR-MV, diverses solutions de gestion des déchets radioactifs ont été identifiées. Toutes ces solutions ne sont pas aujourd'hui mises en œuvre, et pour certaines d'entre elles, leur caractère justifié n'est pas évident. Ce paragraphe vise à examiner la cohérence des principes mis en œuvre dans les différentes solutions de gestion à long terme identifiées.

Selon la dangerosité des déchets, et notamment l'intensité de leur radioactivité, différents types de solutions peuvent être envisagées. Cependant, avant d'évoquer en détail les principes gouvernant différentes solutions de gestion, il apparaît important de discuter du lien souvent présent entre déchets et effluents rejetés.

### **2.1. Le principe de minimisation des effluents rejetés**

Comme toute activité humaine, la plupart des activités qui mettent en œuvre des éléments radioactifs sont source de rejets dans leur environnement proche, sous forme liquide et/ou gazeuse.

Les déchets sont par contre les matières, sous diverses formes physico-chimiques (solides, liquides, gaz), qui sont gérés de façon à ne pas être rejetés dans l'environnement proche de l'installation, dans le cadre d'une stratégie de confinement et de concentration qui est généralement privilégiée en matière de gestion des déchets, quel que soit le domaine d'activité.

La limite entre le rejet d'effluents et la production de déchets est le résultat d'un processus d'optimisation, propre à chaque installation. L'exposé de ce processus d'optimisation par l'exploitant est un préalable nécessaire à l'octroi d'une autorisation d'exploiter ; c'est une des composantes majeures de l'étude demandée par le décret n° 77-1441 du 12 octobre 1977 pris pour l'application de l'article 2 de la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature, qui demande que l'exploitant expose l'ensemble des solutions possibles et pourquoi il a choisi celle qu'il retient finalement. Cette optimisation examine la faisabilité de la récupération des radioéléments et autres substances toxiques qui sont présents dans les effluents des procédés. Ces procédés deviennent généralement d'autant plus lourds et coûteux que la concentration en radioactivité ou toxiques est faible. Il existe donc généralement un point en dessous duquel la concentration résiduelle en radioéléments ou autres substances toxiques dans les effluents ne peut plus raisonnablement être récupérée. Ce point de fonctionnement, qui est déterminé au cas par cas par un processus d'optimisation, peut faire l'objet de débats, et évolue généralement au fur et à mesure du développement technologique.

De plus, une contrainte au processus d'optimisation est donnée par des textes réglementaires qui limitent strictement les rejets pour un certain nombre de polluants prioritaires et réglementent en détail les moyens de traitement, d'épuration et de contrôle pour les effluents issus des activités nucléaires ou des activités industrielles en général. Une étude d'impact est également systématiquement exigée pour toute activité présentant des risques pour l'environnement, qui doit évaluer les risques, notamment sanitaires, induits par les rejets de l'activité dans l'environnement.

Dans tous les cas, et en particulier lorsque des concentrations manipulées de polluants sont élevées, il est possible de dire que la radioactivité rejetée dans les effluents représente une très faible part de celle qui est fixée dans les déchets, et que par conséquent, il s'agit d'une fraction très marginale de la radioactivité en jeu.

Il n'existe que très peu de cas où la gestion de l'élimination des substances radioactives pourrait s'envisager uniquement par la voie des rejets ; ils concernent uniquement des quantités très faibles de radioactivité dans des situations de sites pollués, ainsi que des radioéléments qu'il n'est pas possible techniquement de retenir lors du traitement des effluents, comme le tritium et le carbone 14 sous forme gazeuse, lorsque les activités manipulées sont très faibles. Dans ces cas, il est nécessaire de limiter l'inventaire mis en jeu dans l'installation pour limiter les rejets (paragraphe à discuter). Un cas particulier notable concerne également le traitement de l'iode et des gaz rares issu des combustibles irradiés retraités à La Hague, dont une grande partie est rejetée. Ces éléments gazeux sont difficiles à capturer. Dans l'arrêté de rejets de l'installation en vigueur, une étude technico-économique est demandée à COGEMA sur le sujet de la réduction des quantités des rejets d'iode.

Le paragraphe 4.2 évoque le sujet de la cohérence des autorisations de rejets d'effluents entre les différents types d'activité.

## **2.2. les déchets de faible, moyenne, ou haute activité : les principes des stockages définitifs, principales solutions de gestion à long terme**

Pour les déchets dont l'activité est notable (FA, MA, HA), il ne peut être question de les gérer dans des installations qui ne soient pas spécifiquement conçues pour les accueillir, notamment du

point de vue de la protection contre les rayonnements. Comme il n'est pas non plus envisageable de les diluer dans l'environnement en raison des conséquences sanitaires qu'aurait une telle pratique, la stratégie retenue consiste à concentrer en un nombre limité d'endroits les déchets, les confinant pour réduire autant que possible la migration des substances dangereuses, du moins tant que la radioactivité est présente en quantité importante. En effet, il peut être tiré parti, dans certaines conditions, de la décroissance radioactive pour faciliter la gestion des déchets à long terme.

Les objectifs poursuivis par ces stockages sont, après leur fermeture, de minimiser l'impact radiologique en fonctionnement normal, et de le maintenir en tout état de cause inférieur à 0.3 mSv. Des études de sûreté considèrent également un grand nombre de situations dégradées, et la conception des stockages vise à minimiser les conséquences de ces situations en maintenant l'impact consécutif à des valeurs raisonnables compte tenu de la plausibilité des situations. Ainsi, même si l'application de ces principes généraux est légèrement différent en fonction des types de déchets considérés, et surtout des échelles de temps, ils restent similaires pour tous les stockages de déchets, en activité ou en projet.

### ***2.2.1. Les solutions opérationnelles aujourd'hui***

Les déchets à très courte durée de vie peuvent être gérés comme des déchets conventionnels une fois que la radioactivité aura disparu. Il faut s'assurer que leur entreposage pendant cette période est assuré dans de bonnes conditions ; c'est pour cela que cette pratique est réservée aux radionucléides de période de moins de 100 jours. Une dizaine de périodes, délai caractéristique pour obtenir une décroissance radioactive d'un facteur 1000, correspond alors à un peu moins de 3 ans, délai compatible avec la pérennité des institutions qui gèrent ces déchets et les capacités d'entreposage des entités pratiquant la gestion par décroissance, en permettant également de limiter les capacités d'entreposage nécessaires.

Pour les déchets FA et MA de vie courte (inférieure à 30 ans), compte-tenu de la confiance que l'on suppose pouvoir accorder à la société pour assurer un contrôle institutionnel spécifique d'un site de surface pendant 300 ans, il apparaît envisageable de concevoir des stockages de surface. La radioactivité de ces déchets ayant notablement décru au bout de 300 ans, la démonstration de sûreté peut être robuste y compris pour des scénarios pénalisants au bout de cette période (construction d'une route au travers, site utilisé pour y vivre).

Quelques radionucléides à vie longue sont parfois présents dans ces déchets car ils ne peuvent pas toujours en être séparés ; cependant, leur quantité et leur concentration est extrêmement limitée et contrôlée afin de vérifier que leur impact reste néanmoins assez faible à long terme. Une attention particulière est également portée aux éventuelles concentrations de radioactivité qui pourraient conserver un niveau important même au bout de 300 ans (radionucléides à vie longue et exemple des sources scellées).

C'est le concept du centre de stockage de l'Aube de l'ANDRA ; ce fut également celui du centre de stockage de la Manche. Celui-ci a cependant accepté lors des premières années d'exploitation des déchets qui ne seraient plus acceptés aujourd'hui ; ce sujet est discuté au paragraphe 3.1.3.

### ***2.2.2. les solutions en projet à moyen terme***

Les déchets de faible activité à vie longue (FAVL) ne peuvent être éliminés dans un stockage de surface. En effet, leur nocivité radioactive est conservée bien au delà des 300 ans qui sont considérés comme une limite raisonnable à l'assurance d'une surveillance institutionnelle efficace.

Il est donc nécessaire de considérer des solutions qui éloignent les déchets des zones habituellement fréquentées par les hommes. C'est ce qui explique pourquoi des stockages en profondeur ont été conçus.

Dans le cas des déchets FAVL, la concentration des déchets en éléments radioactifs reste néanmoins assez faible ; c'est pourquoi une profondeur dite de « subsurface » peut être éventuellement considérée comme suffisante, qui éloigne le stockage des activités humaines envisageables les plus usuelles (y compris en matière de construction d'ouvrages souterrains courants), tout en réduisant l'impact prévisible du stockage en cas d'intrusion par l'effet de dilution qu'offre le volume des terres qui le surplombent.

Le projet de stockage en subsurface de déchets FAVL est aujourd'hui bien avancé. Il concerne les déchets de graphite et les déchets radifères.

### ***2.2.3. Les solutions en projet à plus long terme***

Pour les déchets radioactifs dont la radioactivité est encore plus élevée, et reste importante sur le long terme (déchets MAVL et HA), des recherches sont en cours dans le cadre du chapitre II du titre IV du livre V du code de l'environnement (issu de la loi du 30 décembre 1991). Ces recherches visent à examiner la possibilité de faire diminuer notablement la toxicité des éléments radioactifs qui y sont contenus, et à étudier les solutions de gestion à long terme envisageables, notamment le stockage en couches géologiques profondes.

La radioactivité très importante des déchets, et les risques qu'elle induit, obligent effectivement, pour démontrer la sûreté d'un stockage, à l'envisager à des profondeurs de l'ordre de plusieurs centaines de mètres. Cette profondeur est notamment liée à la nécessité de disposer d'un lieu dont la stabilité puisse être garantie pendant 10 000 ans, conformément aux recommandations de la règle fondamentale de sûreté III.2.f. du 1<sup>er</sup> juin 1991, « Définition des objectifs à retenir dans les phases d'études et de travaux pour le stockage définitif des déchets radioactifs en formation géologique profonde afin d'assurer la sûreté après la période d'exploitation du stockage ».

### **2.3. Les déchets de très faible activité : des solutions de gestion beaucoup plus diversifiées, et l'existence de plusieurs principes de gestion dont il faut assurer la cohérence**

Les déchets TFA sont très divers. Leur radioactivité est très faible, et leur risque radiologique souvent comparable, voire inférieure, à d'autres risques qu'ils peuvent présenter (chimique, ou biologique). Leur volume peut être, par contre, très élevé, surtout lorsqu'ils sont issus de procédés mettant en jeu de grandes quantités de matières premières. On distingue assez souvent les déchets TFA qui ne contiennent que des radionucléides d'origine naturels, mais qui ont pu être concentrés et/ou rendus plus mobiles par divers procédés, des déchets TFA issus des activités nucléaires, qui contiennent, ou peuvent contenir, des radionucléides artificiels.

#### ***2.3.1. Avantages et inconvénients des seuils de libération universels, et position des autorités françaises***

Il existe dans la littérature internationale, des seuils de libération universels, exprimés le plus souvent en Bq/g, ou en Bq/cm<sup>2</sup>. Il est considéré qu'en deçà de ces seuils, il ne peut exister de risque notable en matière de radioprotection. Cette assurance est basée sur la mise en œuvre d'une modélisation d'un très grand nombre de scénarios, qui vise à couvrir la plupart des situations où ces matériaux pourraient être mis en œuvre, et pour lesquels on s'assure que l'impact en termes de dose à la personne la plus exposée ne dépasse pas la valeur de 0,01

mSv/an, considérée comme négligeable du point de vue de la protection contre les rayonnements. Ces modèles sont également souvent mis en œuvre avec des paramètres considérés comme pénalisants, pour lesquels on s'assure que dans tous les cas, la dose à la personne la plus exposée ne saurait dépasser 1 mSv/an, limite réglementaire pour le public.

Certains avantages sont mis en avant par les promoteurs de cette approche :

- l'existence de seuils de libération universels permet une simplification de la réglementation, en définissant clairement les matériaux considérés comme radioactifs de ceux qui sont considérés comme conventionnels (des seuils de libération différenciés peuvent néanmoins être définis pour certains matériaux particulièrement sensibles, comme les aliments ou l'eau de boisson) ;
- cette réglementation simplifiée peut alors s'appliquer de façon homogène à n'importe quelle activité humaine, qu'elle soit autorisée au titre de la manipulation de radioactivité ou non, et elle rend les contrôles des mouvements commerciaux internationaux plus aisés ;
- l'existence de seuils de libération permet une approche incontestable et scientifique de la preuve du caractère radioactif ou conventionnel, qui n'est pas sujette à des approbations de méthodologies d'assainissement selon des critères arbitraires.

Plusieurs types de critiques peuvent être faits à cette approche. On note tout d'abord des critiques de caractère scientifique ou technique :

- il n'est pas possible de démontrer l'exhaustivité ou le caractère effectivement pénalisant des scénarios qui ont été considérés ; l'expérience montre malheureusement que la vie réelle fait souvent preuve de beaucoup d'imagination !
- De plus, ces scénarios font souvent appel à des coefficients de dilution (par exemple dilution du flux d'acier TFA issu de l'industrie nucléaire dans le flux usuel d'acier recyclé), qu'il faut remettre en cause dès qu'ils ne sont plus majorants, par exemple si un grand programme de démantèlement est mis en œuvre pendant une période particulière ; il est très difficile de prendre en compte ces variations ;
- Les valeurs qui sont ainsi déterminées pour être candidates à des seuils de libération universels sont extrêmement basses, et ne peuvent être mesurées que par la mise en œuvre de protocoles et d'appareils très sophistiqués, mesurant les déchets que par très petites quantités ; cela rend les mesures difficiles et n'est pas très compatible avec des projets mettant en œuvre des quantités industrielles de déchets TFA, comme le démantèlement d'installations ayant hébergé des activités nucléaires.

Par ailleurs, des critiques sont également émises souvent sur un plan plus éthique : il ne paraît pas justifié pour tout le monde que l'on puisse disséminer, par le biais de la libération des déchets TFA, de la radioactivité dans l'environnement, ce qui risque de rendre à terme la radioactivité artificielle tout à fait ubiquitaire. Des critiques sont également émises sur le caractère effectivement négligeable du détriment lié à des faibles doses, même de l'ordre de 0,01 mSv/an.

Compte tenu de l'ensemble de ces avantages et inconvénients, et d'un certain nombre d'événements qui se sont produits au début des années 1990 (notamment, « l'affaire Radiacontrôle »), l'autorité de sûreté nucléaire a décidé au milieu des années 1990 de ne pas suivre la voie de la mise en place de seuils de libération, mais plutôt la voie d'une gestion des déchets TFA dans des filières dédiées pour les déchets issus des installations nucléaires de base. La distinction des déchets TFA par rapport aux déchets conventionnels dans les installations est réalisée sur la base d'un zonage géographique des lieux où sont produits les déchets, basé sur l'analyse du fonctionnement de l'installation, mais pas sur de la mesure de radioactivité. Cette approche est actuellement formellement mise en application dans les INB (arrêté du 31 décembre 1999) ; elle est en cours de considération pour les autres activités nucléaires.

Cette position ne suit pas les recommandations de nombreuses organisations internationales en matière de radioprotection, sur lesquelles est fondée la politique de plusieurs autres pays en matière de déchets TFA, dont certains nous sont voisins.

Cette décision peut donc avoir pour conséquence de poser des problèmes de cohérence vis-à-vis d'autres pays européens, qui, eux, mettent en œuvre des seuils de libérations universels. Il sera nécessaire de prendre en compte ce problème à l'avenir.

Pour les déchets radioactifs provenant d'installations classées, leur élimination s'effectue dans des installations dûment autorisées à recevoir ces déchets notamment en fonction de leurs caractéristiques radiologiques avérées. Lorsque des déchets contenant des substances radioactives présentent, lors de leur élimination et sur le long terme, un impact radiologique négligeable au sens du code de la santé publique, ils sont éliminés dans des filières de déchets conventionnels. Dans la mesure où l'évaluation systématique de l'impact radiologique pour l'élimination d'un déchet contenant des radionucléides peut se révéler lourde à gérer au quotidien, il peut être envisagé de réfléchir à la mise en place de solutions permettant de résoudre plus facilement le cas de l'élimination de faibles quantités de déchets de très faible activité (cas de certaines sources).

### ***2.3.2. Les possibilités réglementaires de libération au cas par cas (libération conditionnelle)***

Même si l'utilisation de seuils de libération universels est proscrite, la réglementation (code de la santé publique – article R.1333-4) permet néanmoins, à titre dérogatoire, et après une procédure très lourde, d'autoriser exceptionnellement l'addition de radionucléides dans des biens de consommation ou de construction (à l'exception des denrées alimentaires, des matériaux placés en contact avec des denrées alimentaires et les eaux destinées à la consommation humaine, les jouets, les parures ou les produits cosmétiques pour lesquels une telle pratique ne peut pas être justifiée).

Par conséquent, une possibilité très restreinte de libération de matériaux très faiblement radioactifs est ouverte par la réglementation, qui se limite à des cas précis (quant au type de matériau, et son origine). Les demandes en ce sens doivent être justifiées de façon adéquate, en tenant compte de l'usage futur des matériaux. Cette démarche permet de surmonter plusieurs difficultés exposées dans le cas des seuils de libération universels : l'ensemble des possibles quant aux scénarios de réutilisation des matériaux est réduit, ce qui augmente la confiance qu'on peut avoir dans les modèles, il est possible d'exiger une traçabilité des matériaux.

Aujourd'hui, deux dossiers ont été déposés pour bénéficier de cette possibilité ouverte par la réglementation. L'un concerne le recyclage de métal ayant servi à des conteneurs de transport d'uranium dans une fonderie pour fabriquer des pelles et godets pour les engins de génie civil. L'autre concerne le recyclage de béton TFA concassé provenant d'un accélérateur de particules afin de l'utiliser comme sous-couche de route ou de parking. L'exploitant de la fonderie devant recycler les ferrailles a toutefois annoncé le retrait de son projet après la forte opposition qui s'est manifesté localement. L'autre dossier en cours d'instruction et d'examen par les sections adéquates du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF).

### ***2.3.3. Le recyclage de déchets TFA au sein de l'industrie nucléaire, qui utilise des installations classiques***

Le recyclage de déchets TFA au sein de l'industrie nucléaire ne pose pas le même type de questions quant à la traçabilité et au contrôle des matériaux après recyclage. Il s'agit d'une option qui a tendance à se développer, pour des raisons d'économie de matière première.

Ce recyclage peut s'effectuer dans des INB (exemple des viroles d'acier produites par Centraco à partir de métal contaminé pour être utilisées dans les conteneurs de déchets radioactifs). Cependant, dans certains cas, les déchets possédant une très faible activité, ce recyclage peut être effectué dans une installation spécialiste du recyclage.

Cette installation est alors une ICPE dont l'autorisation est étendue, après une procédure réglementaire adéquate qui comporte le plus souvent une enquête publique, à la prise en charge de déchets TFA pour recyclage. Les produits du recyclage sont repris dans l'industrie nucléaire, ainsi que les sous-produits qui auraient pu être contaminés (poussières de filtres, laitiers...). L'emploi d'une installation existante s'explique par les volumes faibles à traiter qui ne justifiaient pas la construction d'une installation spécifique, et par le fait que le risque radiologique peut être maîtrisé sans conditions d'exploitation supplémentaires, compte tenu des précautions qui sont déjà prises dans ces installations qui traitent souvent de produits toxiques.

Trois installations sont actuellement autorisées à cet effet en France.

Deux d'entre elles ont effectivement l'autorisation mais ne l'utilisent pas, soit que le propriétaire ait changé et que le nouveau propriétaire ne souhaite pas développer cette activité, soit pour des raisons contractuelles (coût) : il s'agit de l'usine métallurgique Ascométal dans les Bouches du Rhône (pour le recyclage de métaux contaminés avec de l'uranium), et de l'installation de vitrification Inertam dans les Landes (pour la traitement de déchets TFA amiantifères par vitrification, en préalable à leur stockage).

Une installation est autorisée et utilise cette possibilité. Il s'agit de l'installation d'Huart (Bouches du Rhône), spécialisée dans le recyclage du plomb. Elle recycle actuellement du plomb provenant des installations de COGEMA, qui est ensuite réutilisé dans ces installations.

Enfin, il faut signaler à titre anecdotique que lors du démantèlement de certaines installations nucléaires de recherche, notamment des accélérateurs, certains équipements ont été envoyés à l'étranger pour réutilisation dans d'autres laboratoires plutôt que gérés comme déchets. Chaque dossier de ce type fait l'objet d'une autorisation spécifique de l'ASN.

#### ***2.3.4. Le stockage de déchets TFA de Morvilliers***

Lorsqu'au début des années 1990, les réflexions menées en France ont conclu à la nécessité d'utiliser une approche basée sur la provenance géographique des déchets pour la gestion des déchets TFA, un projet de stockage dédié pour ce type de déchets a été développé par l'ANDRA, en particulier pour répondre aux besoins de l'industrie nucléaire.

Dans la mesure où, pour des déchets TFA, la dangerosité radioactive est très faible, alors que la dangerosité chimique de certains déchets TFA peut être importante, ce stockage est basé sur les concepts techniques des stockages de déchets chimiques de classe I (déchets dangereux). Il s'agit donc d'un stockage en surface, dans des alvéoles creusées dans une couche d'argile. Compte tenu du fait que même en additionnant toute la radioactivité qu'il est prévu de recevoir, on ne dépasse pas les limites définissant les installations nucléaires, il s'agit, sur le plan réglementaire, d'une ICPE.

Le stockage TFA de Morvilliers, dans l'Aube, est opérationnel depuis l'été 2003.

Les critères d'acceptation des déchets donnent des limites par radionucléides (mais comprennent aussi bien d'autres paramètres). Ils ont été plus particulièrement développés pour les déchets TFA

issus de l'industrie nucléaire, mais le site peut également prendre en charge des déchets TFA d'autres provenances, tant qu'ils respectent les limites de prise en charge.

### ***2.3.5. Les déchets TFA à radioactivité naturelle renforcée***

Des déchets TFA peuvent être également issus d'autres activités que les activités nucléaires, notamment celles qui mettent en œuvre des matières premières. Il est bien connu que certains minerais contiennent naturellement d'assez fortes concentrations d'uranium et/ou de thorium, même s'ils ne sont pas exploités pour ces éléments. De même, les boues issues de l'exploitation du pétrole contiennent relativement de fortes concentrations d'uranium, qui a tendance à être entraîné avec les matières organiques dans les réservoirs pétrolifères.

Un autre exemple, à présent bien connu, est celui des cendres de la combustion de bois. Ces cendres concentrent les éléments minéraux contenus dans le bois, dont notamment le potassium, qui ne s'évapore pas pendant la combustion. La mise en œuvre de procédés modernes de combustion qui diminue le volume de cendres conduit à ce que ces cendres puissent faire déclencher des portiques de détection de la radioactivité à l'entrée de centres d'élimination.

D'une manière générale, il existe une radioactivité naturelle, non nulle, dans l'environnement, due à la présence de radioéléments qui ont été produits ou le sont encore par divers processus physiques. En général, leur concentration n'induit pas de risque particulier par rapport au bruit de fond de la radioactivité naturelle, ce qui ne rend pas utile de prendre des précautions particulières vis-à-vis du risque lié à la radioactivité. On rappelle ici que l'exposition due à la radioactivité naturelle varie selon les régions mais est de l'ordre du mSv/an.

A partir de quel niveau, ou, à partir de quels critères, convient-il de décider qu'il faut effectivement prendre en compte le risque lié à la radioactivité ? En général, on mesure le risque en faisant une étude d'impact, et l'on considère dans la réglementation que le risque radioactif ajouté par une activité est négligeable s'il ne dépasse pas 0,01 mSv/an (cette valeur fait néanmoins l'objet de controverses, compte tenu des incertitudes sur l'effet des faibles doses sur le long terme). Mais il n'est pas opératoire de faire une étude d'impact pour chaque situation.

Cependant, la plupart des sites de gestion et d'élimination de déchets en France ont été équipés, à titre de précaution, de portiques de détection de la radioactivité, qui détectent de plus en plus de déchets TFA. Les caractéristiques de certains d'entre eux (exemple des cendres de bois) ne semblent pas justifier qu'ils soient envoyés dans le centre de stockage TFA dédié. Un groupe de travail sous l'égide de la DPPR réfléchit donc si ces déchets dont la concentration en radioéléments naturels est un peu supérieure à la moyenne, doivent être considérés comme déchets radioactifs et s'il faut leur opposer une interdiction de prise en charge dans les stockages de déchets classiques. Ces considérations ne s'appliquent cependant qu'à des quantités de déchets relativement faibles par rapport aux quantités de déchets traitées dans les stockages. Lorsque les quantités de déchets possédant une concentration de radioéléments supérieure à la moyenne deviennent importantes, comme c'est souvent le cas dans les industries de matières premières, des approches spécifiques doivent être utilisées du fait de la nature additive des expositions, pour vérifier qu'il n'y a pas de risques de ce point de vue. C'est l'objet du paragraphe suivant.

### ***2.3.6. Le cas des très grandes quantités de déchets TFA à radioactivité naturelle renforcée : une gestion in-situ***

Une caractéristique spécifique des déchets TFA à radioactivité naturelle renforcée issus des activités mettant en jeu de grandes quantités de matières premières, est justement le problème de la gestion de grandes quantités de ces déchets.

Des exemples caractéristiques de ces situations sont : les résidus de traitement des mines d'uranium ; éventuellement, les résidus miniers des mines exploitées pour d'autres minéraux, comme par exemple les résidus de traitement de minerai pour l'extraction de terres rares ; les résidus de traitement de minerais de phosphate dans l'industrie de l'engrais super-phosphaté.

Les volumes de déchets se comptent alors souvent en millions, ou en dizaines de millions de tonnes.. Il existe des exemples, à l'étranger (Allemagne, USA), où des quantités de l'ordre du million de tonnes de matériaux TFA ont été déplacées sur plusieurs kilomètres ou dizaines de kilomètres, mais ces exemples correspondent à des situations bien particulières ; il existe aussi beaucoup d'autres exemples de gestion in-situ de ces déchets (par exemple, déchets miniers au Canada, et dans plusieurs sites aux USA).

En France, dans beaucoup de cas, les résidus miniers d'uranium sont gérés in-situ, avec un stockage, moyennant la mise en place de dispositions visant à diminuer le risque sur le long terme (mise en place de couverture, etc).

Un problème se pose cependant, qui est lié aux caractéristiques propres des radioéléments naturels : leur longue durée de vie et leur propension à émettre des descendants radioactifs sous forme gazeuse, le radon. Des questions peuvent alors se poser, concernant les problèmes de surveillance institutionnelle à long terme et de conséquences en cas d'une utilisation inadaptée, dans le futur, des terrains concernés.

Par ailleurs, pour des activités historiques, ces résidus TFA n'ont pas toujours été déposés sur des terrains tout à fait adaptés à la fonction de stockage qu'ils assument aujourd'hui de fait. Des études, menées sous l'égide de la DPPR, conduisant notamment à l'analyse de scénarios d'évolution altérées sont en cours d'élaboration et pourront s'accompagner, par exemple, de restrictions d'usage pour ces terrains.

Si le déplacement de telles quantités de matériaux se révélait nécessaire eu égard aux risques présentés par le stockage in situ de tels déchets, cela nécessiterait de mettre en œuvre des ressources importantes, qui devraient être évidemment justifiées par l'ampleur du risque. En outre, dans une telle situation, il serait nécessaire de déterminer une destination adéquate, les stockages de déchets radioactifs existants n'étant manifestement pas adaptés pour y faire face, en terme de capacité d'accueil.

### **3. La cohérence des différentes solutions de gestion en termes de capacité par rapport aux volumes de déchets concernés**

Hormis le problème de la cohérence technique des différentes filières de gestion des déchets radioactifs, sujet qui sera développé au §4, il semble important, en préalable, de discuter également du problème de la capacité d'accueil des différentes filières en exploitation ou en projet par rapport aux volumes de déchets radioactifs existants ou engagés (c'est-à-dire, dont les installations qui les produiront existent : par exemple, les déchets de démantèlement).

#### **3.1. Un ordre de grandeur utile en termes de volume**

Il est tout d'abord utile de fixer un ordre de grandeur en termes de volume. Un stockage définitif est une installation dont le coût est constitué en grande partie de frais fixes. Il n'est donc pas très économique, du point de vue du coût unitaire de prise en charge d'un déchet, de le créer pour de petits volumes de déchets. On observe d'une manière générale, que ce soit dans le domaine des

stockages de déchets conventionnels ou radioactifs, que les stockages proches de la surface sont souvent conçus pour accueillir des volumes de l'ordre de 1 000 000 m<sup>3</sup>.

Cet ordre de grandeur peut avoir les conséquences suivantes : pour des volumes nettement inférieurs, l'exploitant du stockage tentera de le placer sur le même site qu'un autre stockage pour en diminuer les coûts fixes (cf. par exemple le concept FAVL pour les déchets radifères et de graphite) ; en revanche, pour des quantités de déchets nettement plus importantes, ayant des provenances géographiques variées, il sera souvent préféré de créer plusieurs stockages adéquatement répartis, notamment pour des raisons de logistique.

Cet ordre de grandeur, indépendant de l'inventaire des déchets considérés, ne tient pas compte du fait que dans une analyse d'optimisation, il peut être considéré comme plus avantageux de créer un stockage plus petit même si cela conduit à un coût unitaire plus élevé de prise en charge des déchets, si l'inventaire est strictement limité en volume (y compris pendant la durée d'exploitation du stockage) et si cette solution de gestion à long terme apparaît meilleure que d'autres qui pourraient être imaginées. Ces considérations ont conduit, par exemple, à considérer le projet du stockage de subsurface FAVL pour des volumes plus faibles.

### **3.2. Les volumes de stockage disponibles ou prévus correspondent aux déchets engagés actuellement par l'industrie électronucléaire**

La question de capacité d'accueil ne se pose que pour les déchets qui sont encore produits ou qui ne sont pas encore pris en charge par une installation de gestion à long terme : les déchets miniers, notamment, ne sont pas concernés par cette question.

D'une manière générale, on constate que les stockages existants (centre de stockage de l'Aube, centre de stockage TFA) ou en projet (stockage FAVL de subsurface, recherches pour les déchets MAVL ou HA) sont prévus pour recevoir les déchets engagés par l'industrie électronucléaire dans sa composition actuelle, ou pour les déchets issus du passé et identifiés comme tels.

En effet, le stockage de l'Aube doit pouvoir rester en exploitation jusqu'en 2050, et sous réserve de vérification, accueillir l'ensemble des déchets FA et MA VC issus du parc d'installations nucléaire actuel, y compris les déchets issus du démantèlement ayant ces caractéristiques. Le stockage TFA doit également pouvoir recevoir à peu près l'ensemble des déchets TFA issus de l'exploitation et du démantèlement des installations existantes, sauf cas particulier qui générerait de grandes quantités de déchets TFA (comme par exemple, le béton sodé issu de la destruction de sodium de Superphénix). Les projets de stockage de subsurface et de stockage géologique prennent en compte, avec des marges, les déchets engagés actuellement, compte tenu d'une durée de vie prévisionnelle des installations.

### **3.3. Les facteurs qui remettraient en cause le dimensionnement actuel des filières de gestion à long terme disponibles ou en projet**

Plusieurs causes peuvent être identifiées qui remettraient en cause de façon significative les besoins en matière de filières de gestion à long terme :

- un renouvellement significatif du parc d'installations nucléaires rendrait nécessaire un accroissement des volumes à considérer dans l'ensemble des projets, et rendrait nécessaire la disponibilité de filières de gestion à long terme de déchets sur un temps notablement plus long ;
- comme cela a été exposé au §2.2 de la partie 2, compte tenu des volumes en jeu, si pour une raison ou une autre, l'uranium appauvri et/ou l'uranium de retraitement venait à être considéré comme un déchet.

D'une manière générale, les déchets issus d'activités historiques, même si leur nombre et leur volume n'est pas connu précisément, correspondent à des quantités faibles qui peuvent être pris en charge a priori de manière marginale dans les stockages existants ou les projets en cours.

## 4. La cohérence technique des différentes solutions de gestion

Le paragraphe 2 a donc exposé les principes guidant l'ensemble des solutions de gestion, telles qu'elles ont été identifiées dans le cadre du PNGDR-MV.

On a donc trouvé deux grandes familles : les stockages définitifs, et les options de libération/recyclage pour les déchets TFA. Elles sont examinées dans les paragraphes suivants. Un paragraphe est également consacré à la question de la cohérence de la gestion des effluents radioactifs selon les différentes activités nucléaires.

### 4.1. La cohérence des différentes solutions de stockage définitif

Ainsi qu'il a été exposé, la distance entre les déchets stockés définitivement et la biosphère augmente avec la dangerosité des déchets que l'on considère : stockage géologique pour les déchets de haute activité et à vie longue, stockage de subsurface pour les déchets FAVL, stockage de surface pour les déchets FA-MA VC, et les déchets TFA. Il est à noter que les déchets MAVL, compte tenu de leur activité, ne relèvent pas d'une solution de type stockage de surface. Leur gestion à long terme a fait l'objet de recherches au titre de la loi du 30 décembre 1991.

#### 4.1.1. Ordres de grandeur des limites d'acceptation pour les différentes solutions de gestion à long terme opérationnelles pour certains radioéléments

Afin de fixer quelques idées pour certains radioéléments qui feront l'objet, dans le cadre du PNGDR-MV, de considérations particulières, le tableau suivant donne quelques ordres de grandeur pour des radionucléides caractéristiques, qu'il faut considérer en tenant compte du fait que bien d'autres caractéristiques des déchets sont examinées pour déterminer l'acceptabilité de leur prise en charge :

Radionucléide	Période	Limite moyenne TFA/FA (Bq/g)	Limite maximale en moyenne déchets FA/MA (Bq/g)
<b>Cobalt 60</b>	5,3 ans	10	130 000 000 *
<b>Tritium</b>	12,3 ans	1000	1 000 000 *
<b>Plomb 210</b>	22,3 ans	100	600 000 *
<b>Césium 137</b>	30 ans	10	330 000 *
<b>Radium 226</b>	1600 ans	10	5000 <sup>a</sup>
<b>Carbone 14</b>	5700 ans	1000	Plusieurs 100 000 <sup>a</sup>

\* élément à vie courte : référence centre de l'Aube ; <sup>a</sup> élément à vie longue, référence projet FAVL subsurface

Les déchets de moyenne activité se situent en général entre un million et un milliard de Bq/g. Les déchets de haute activité, quant à eux, se situent dans des gammes de plusieurs dizaines de milliards de Bq/g.

#### 4.1.2. Les déchets radifères TFA et FA : déchets radifères TFA, déchets miniers, et déchets radifères FAVL

##### 4.1.2.1. Examen de la distribution des domaines d'activité massique radifère

Il a été vu aux paragraphes de la partie 1, §3.1.1, à propos des déchets miniers, des déchets radifères FAVL, des déchets acceptés dans le stockage TFA, et éventuellement des déchets à radioactivité naturelle renforcée qui pourraient être pris en charge dans des centres d'enfouissement classiques, que les domaines d'activité massique des déchets radifères pris en charge dans ces différentes solutions de gestion sont assez proches (entre 1 et 160 Bq/g).

On rappelle à cet effet succinctement les données qui ont été développées dans les paragraphes concernés :

	Activité massique radifère	Observations
<b>Prise en charge en CET sur la base d'une étude d'impact</b>	de l'ordre que quelques Bq/g maximum	Limité à des quantités faibles par rapport aux volumes pris en charge dans le stockage
<b>Stockage TFA</b>	Jusqu'à 10 Bq/g en moyenne ; 100 Bq/g maximum	
<b>Stockages in-situ résidus miniers</b>	3,8 Bq/g moyen (lix. statique) 29 Bq/g moyen (lix. dynamique) moyenne : 22 Bq/g pour tous les résidus	Millions de tonnes, stockage de surface (17 stockages en tout, de 4 000 à 11 000 000 tonnes)
<b>Stockages subsurface radifères</b>	de 10 à 1570 Bq/g, 220 Bq/g en moyenne)	Maximum 60 000t en tout, stockage dédié

Cette observation mérite considération dans le cadre de l'examen de la cohérence d'ensemble des stockages en termes de solution de gestion à long terme. En effet, ces différents types de stockages mis en place à des époques différentes mais relatifs à des déchets parfois assez similaires quant à leur activité massique sont-ils tous efficaces pour protéger les populations et l'environnement contre les risques et les nuisances ?

##### 4.1.2.2. Analyse plus détaillée du contenu radiologique

On a comparé dans le tableau précédent les activités massiques radifères. Cependant, les déchets concernés contiennent d'autres éléments radioactifs. Une différence importante entre les déchets est de savoir si l'uranium a été extrait en grande partie de façon sélective, ce qui perturbe l'équilibre naturel qui s'est établi au fil du temps dans la chaîne de désintégration de l'uranium 238, de l'uranium 235 et du thorium 232, qui sont les radionucléides primordiaux à considérer ici ; c'est ce qu'on appelle l'équilibre séculaire. Cet équilibre naturel s'établit dans un temps de l'ordre de grandeur de la période des radionucléides primordiaux, c'est-à-dire de l'ordre du milliard d'années.

On rappelle qu'à l'équilibre séculaire, il doit normalement y avoir :

- pour la chaîne de l'uranium 238, pour 1 Bq d'uranium 238, 1 Bq d'uranium 234, 1 Bq de thorium 230, 1 Bq de radium 226, et 1 Bq de plomb 210 ;
- pour la chaîne du thorium 232, pour 1 Bq de thorium 232, 1 Bq de radium 228 ;
- pour la chaîne de l'uranium 235, pour 1 Bq d'uranium 235, 1 Bq de palladium 231, 1 Bq d'actinium 227.

En outre, l'uranium naturel comprend 0,7% d'uranium 235 et 99,3% d'uranium 238. Du fait du rapport des périodes et des teneurs, dans l'uranium naturel, pour 100 Bq, il y a 95,5 Bq d'uranium

238 et 4,5 Bq d'uranium 235. Les descendants de l'uranium 238 prédominent donc en activité, pour l'uranium.

Ainsi, on constate que pour les déchets miniers, tandis que l'activité en thorium 230, en radium 226 et en plomb 210 a été conservée par rapport au minerai original (c'est la concentration initiale du minerai qui crée la variabilité observée, selon le site, en activité radifère), l'activité en uranium résiduelle est bien plus faible, de l'ordre de 1 à 2 Bq/g.

Pour les déchets radifères issus d'activités à radioactivité naturelle renforcée, la situation apparaît varier selon les procédés mis en œuvre : ainsi, les déchets issus de Cézus conservent l'équilibre séculaire des chaînes de l'uranium et du thorium, tandis que les déchets issus de Rhodia terres rares ont des activités en uranium et en thorium fortement diminuées par rapport à l'équilibre séculaire, avec des activités en radium de l'ordre de 10 fois les activités résiduelles en uranium et en thorium. Dans le cas des déchets issus de l'usine du Bouchet, qui traitait des minerais d'uranium, on observe généralement une extraction de l'uranium, mais les situations sont assez diverses.

En conclusion, une distinction peut être faite entre les déchets radifères selon que l'uranium (et éventuellement le thorium) ont été extraits de façon sélective, ou pas.

#### 4.1.2.3. Les risques pris en compte dans le cadre des stockages de déchets radifères

Les déchets radifères présentent des risques d'une part, de par leur émission directe de radiations, mais également de par l'émission du radon, descendant du radium et gaz radioactif. Le radium est assez insoluble, et d'une durée de vie relativement faible (1600 ans pour le radium 226) ce qui réduit considérablement les risques liés à son éventuelle migration, en ce qui concerne le radium initialement présent dans le stockage.

Cependant, du radium peut apparaître sur le long terme comme produit de décroissance de l'uranium naturel ; l'uranium est également généralement assez insoluble, mais du fait de sa durée de vie très longue, il peut quand même migrer sur le long terme ; si les déchets contiennent de l'uranium, il faut en tenir compte sur le long terme.

Dans tous les cas de gestion, des dispositions sont prises pour éviter l'exposition directe, notamment de par la mise en place d'une couverture de plusieurs dizaines de centimètres recouvrant les déchets.

Pour les déchets comportant une concentration radifère importante, afin d'éviter au maximum les émissions de radon, cette couverture est généralement conçue pour rester saturée en eau, pour qu'il n'y ait pas de porosités ouvertes, afin que le délai de migration du radon à travers cette couche soit suffisamment ralenti pour qu'il décroisse radioactivement avant de parvenir à l'atmosphère (le radon 222 a une période d'environ 4 jours).

Par conséquent, en première approche, sur le très long terme, les déchets radifères dont l'uranium a été extrait de façon sélective sont plus favorables en termes de sûreté. Cependant, tant que la concentration en radium reste importante dans le stockage, il convient de se prémunir contre les risques d'intrusion et de migration du radon, en garantissant notamment que la couverture du stockage reste intègre et saturée d'eau.

#### 4.1.2.4. Conclusions quant à la cohérence de la gestion des déchets radifères :

Différentes solutions de gestion sont possibles pour les déchets radifères. Elles présentent a priori une hiérarchisation des dispositions prévues pour diminuer leur impact en terme de

radioprotection en fonction des niveaux d'activité massiques des déchets contenus, l'activité massique des déchets relevant du stockage FAVL étant supérieure d'un facteur 10 aux autres types de déchets.

Néanmoins, Il conviendrait probablement de vérifier la cohérence des analyses d'impact à long terme pour les différents types de stockage de déchets radifères, notamment en ce qui concerne la conception de la couverture vis-à-vis des risques d'intrusion et de la migration du radon. A ce titre, il conviendrait de poursuivre les études pour vérifier que les 17 stockages de résidus miniers assurent une protection adéquate contre les risques et les pollutions à travers un éventuel réexamen de l'impact de ces stockages. Les objectifs retenus en ce qui concerne la conception du stockage, en particulier de sa couverture seraient analysés. A ce titre, il faut rappeler que compte tenu de la période du radon (1600 ans), il faut démontrer la stabilité géotechnique de l'ouvrage et le maintien de ses capacités de rétention du radon permettant sa décroissance avant son émission pendant une période d'au moins cet ordre de grandeur. Au vu des conclusions de ce réexamen, des améliorations de l'efficacité du niveau de protection pourraient être proposées si nécessaire.

Cependant, si l'on constate des différences en matière d'impact sur la population ou l'environnement, en ce qui concerne notamment des stockages existants et actuellement en phase de surveillance, pour lesquels cela peut s'expliquer par des raisons historiques, il sera nécessaire de procéder, dans un deuxième temps, à l'examen de la justification éventuelle d'une opération de reprise ou de travaux d'amélioration pour les stockages qui présenteraient des impacts plus importants. De telles opérations devront tenir compte de l'impact sur les travailleurs et l'environnement, et du coût associé en regard des avantages qu'une telle intervention procurerait.

#### ***4.1.3. Les déchets à vie longue au centre de stockage de la Manche***

Le Centre de stockage de la Manche a été mis en service dans les années 1960, après que la France ait décidé d'interrompre les campagnes d'élimination de déchets radioactifs par immersion en mer.

Le concept technique du centre a évolué au fil des ans, compte tenu des expériences acquises et de l'approfondissement des réflexions en matière de sûreté à long terme. Cela a débouché sur les concepts qui ont été mis en œuvre lors de la conception du centre de stockage de l'Aube.

En particulier, pendant les premières années d'exploitation du centre de la Manche, les spécifications d'acceptation des déchets étaient beaucoup moins strictes que lors des périodes ultérieures. Cela a conduit à la prise en charge de déchets qui contenaient beaucoup plus de radioéléments à vie longue que ce qui serait accepté aujourd'hui en centre de stockage de surface. Certains d'entre eux, qui étaient facilement accessibles, ont cependant été retirés du Centre de stockage de la Manche avant sa fermeture.

Cette situation est prise en compte dans la démonstration de sûreté actuelle du centre de la Manche, en phase de surveillance et sur le long terme. Il apparaît que même si la situation n'est pas entièrement conforme aux principes qui gouvernent aujourd'hui les stockages de déchets radioactifs en surface, les risques en matière de sûreté à long terme sont faibles. En regard, les risques et les coûts qui seraient liés à une opération de reprise de ces déchets seraient importants, notamment à cause du fait qu'ils se trouvent dans les zones inférieures du stockage, puisqu'ils y ont été placés dans les premiers temps. Il serait donc nécessaire de déplacer de grandes quantités de déchets radioactifs pour y accéder.

Ce sujet a été évoqué notamment lors de l'enquête publique qui a porté récemment sur le passage en phase de surveillance du stockage. L'administration a pris le parti, compte tenu des éléments

du problème, de ne pas exiger la reprise de ces déchets les plus anciens, après examen des éléments de justification et d'optimisation d'une telle opération.

#### ***4.1.4. La cohérence pour les déchets TFA entre les solutions de stockage et les solutions de libération/recyclage***

Ainsi qu'il a été exposé au paragraphe 2.3., la démarche réglementaire en matière de déchets TFA en France ne repose pas sur l'application de seuils universels de libération. La démarche pour les déchets d'installations nucléaires de base est la détermination des déchets TFA de par leur origine géographique, et leur gestion par élimination en stockage de surface, principalement le stockage dédié de Morvilliers, sauf éventuellement s'il s'agit de radioactivité naturelle renforcée. Pour les déchets provenant d'installations classées, la démarche repose sur l'analyse de l'impact radiologique lié à l'élimination de ce déchet.

Par ailleurs, la possibilité est toujours ouverte pour des demandes visant à la libération conditionnelle de déchets radioactifs spécifiques quant à leur origine et leurs caractéristiques. Cette possibilité n'a pas été encore utilisée, mais des dossiers ont été présentés par certains exploitants, qui sont en cours d'instruction.

Il convient de s'assurer que ces modes de gestion restent cohérents et compatibles. Le mode de gestion privilégié pour les installations nucléaires de base (zonage et stockage TFA) vise à ne pas remettre dans le domaine public des déchets qui auraient pu être contaminés ou activés. Le mode de gestion pour d'autres repose sur l'impact du déchet sur les personnes les plus exposées à la radioactivité du déchet. Clairement, la libération conditionnelle ne répond pas à ce principe puisqu'il s'agit justement de remettre dans le domaine public des matériaux issus de déchets qui ont pu être contaminés ou activés. Quant à la possibilité de mettre en place d'autres solutions pour simplifier l'élimination de petites quantités de déchets très faiblement radioactifs, elle doit également être prise en compte dans la vérification de la cohérence des modes de gestion.

Il est souvent évoqué la possibilité de libérer des matériaux de façon conditionnelle, en garantissant une traçabilité, par leur utilisation en milieu professionnel, et une récupération après usage. Cette pratique a l'avantage de permettre un recyclage et une valorisation des matériaux plutôt que leur stockage. Cette pratique semble néanmoins se heurter à des problèmes de pérennité de l'exploitant nucléaire, de responsabilité de celui-ci sur le long terme, et de confiance quant à l'efficacité du système de récupération des matériaux après usage. L'utilisation d'une telle méthodologie doit être analysée au cas par cas quant à son acceptabilité.

D'une manière générale, pour que les deux démarches, stockage et libération, conservent un minimum de compatibilité, il semble n'exister que deux véritables solutions :

- soit le processus de traitement du déchet avant libération garantit que le matériau libéré n'est effectivement pas radioactif ;
- soit le matériau libéré est utilisé dans un usage qui peut être assimilé à un stockage définitif.

La première solution est appliquée de fait lors de l'assainissement de bâtiments ayant abrité des installations nucléaires : on prouve que la contamination éventuelle n'a pas pu physiquement pénétrer le matériau sur une distance supérieure à une certaine limite ; après enlèvement de la surface du matériau jusqu'à cette limite, avec des marges de précaution, le matériau en deçà est considéré comme conventionnel.

Pour des déchets en vrac, la première solution n'est applicable que dans des cas où les radionucléides mis en jeu sont en nombre très limités et de forme chimique homogène, et qu'on

applique aux déchets un traitement permettant de garantir absolument l'absence de points chauds, et la décontamination dans la masse avec extraction de tout radionucléide.

Elle ne peut donc pas être appliquée à des déchets qui ont été activés ou contaminés par des produits de fission car dans ce cas les radionucléides en jeu sont très nombreux et ont des propriétés chimiques très variées. Elle ne peut être également appliquée qu'à des déchets dont le traitement permet une homogénéisation (déchets liquides, métaux). Enfin, il faut être en mesure de garantir que toute contamination initiale éventuelle est effectivement extraite par le procédé de traitement, avec un très bon niveau de confiance, et la mise en œuvre, si possible, de plusieurs lignes de défense successives.

Les mesures réalisées éventuellement sur les matériaux après traitement ne doivent être qu'une ligne de défense supplémentaire, et non l'élément de preuve central.

La deuxième solution n'est applicable que si l'utilisation des matériaux libérés peut être assimilée à un stockage définitif de par leur éloignement de la biosphère et du caractère pérenne de leur localisation. Une étude d'impact sur le long terme doit alors démontrer que l'impact est du même ordre ou inférieur à celui d'un stockage TFA dédié, et que le niveau de confiance dans la performance du stockage est du même ordre.

Une voie de gestion qui pourrait alors être acceptable à ce titre serait que les déchets soient admis dans un centre de stockage de déchets conventionnel existant (type CET), moyennant une étude d'impact qui prouverait que l'impact de cette pratique serait strictement limitée, et en tout état de cause très inférieure à la limite pour le public, à la fois pour les travailleurs mais aussi pour la population environnante, y compris sur le long terme. Cette démarche est mise en place dans certains pays étrangers, comme l'Allemagne, sous le terme de « libération conditionnelle pour stockage en centre d'enfouissement technique ». Il n'existe pas aujourd'hui vraiment de cadre méthodologique et réglementaire qui permette de mettre en œuvre cette possibilité. Des travaux sont cependant en cours à la DPPR, pour des déchets à radioactivité naturelle peu renforcée en petites quantités. Des éléments méthodologiques devraient être développés pour d'autres types de déchets, provenant notamment d'installations, au moins pour celles qui ne sont pas INB. Il n'est cependant pas évident que l'effort qui serait nécessaire pour permettre la prise en charge de certains déchets TFA dans un Centre d'enfouissement technique (CET) soit justifié en regard de la facilité et des coûts du centre de stockage TFA dédié qui est exploité par l'ANDRA.

Une autre utilisation souvent évoquée par les producteurs de déchets serait la réutilisation comme sous-couche routière. Les constructeurs de route utilisent déjà des mâchefers d'incinération et autres résidus ; ils les mettent en œuvre dans des conditions visant à minimiser leur impact éventuel (utilisation en dehors des périmètres de captage d'eau potable, par exemple). Cependant, pour pouvoir décider de la validité d'un tel usage vis-à-vis des critères d'assimilation à un stockage définitif, il convient d'avoir les idées plus claires quant au devenir de ces matériaux lorsque l'on refait les routes ou lorsqu'on les déclassé. Ces questions n'ont rien d'évident : de quelles garanties pourrait-on disposer ? Des études approfondies doivent être menées avant de pouvoir envisager de s'engager dans cette voie.

## **4.2. La cohérence entre les politiques d'autorisations de rejet entre les différentes activités**

### ***4.2.1. L'encadrement réglementaire général des rejets d'effluents radioactifs***

Comme cela a été exposé au 2.1, les effluents des activités nucléaires sont recueillis et traités avant rejet de façon à minimiser autant que possible les quantités rejetées. Ils ne contiennent donc généralement qu'une très faible partie de la radioactivité mise en œuvre dans l'activité nucléaire.

Les rejets de substances radioactives sont encadrés de façon très stricte par la réglementation, qui privilégie la stratégie de confinement -concentration des substances toxiques. Outre une optimisation globale du procédé visant à minimiser l'impact sur le public et l'environnement, il s'agit de garantir que l'impact des rejets reste effectivement négligeable sur l'environnement. De fait, les rejets des INB sont encadrés par des arrêtés interministériels, les rejets des ICPE par leur arrêté préfectoral d'autorisation (application des lois sur l'eau et sur l'air), tandis que les rejets des autres activités nucléaires sont encadrés par la circulaire DGS/DHOS n° 2001-323 du 9 juillet 2001 (qui prohibe d'ailleurs tout rejet de radioélément de période supérieure à 100 jours).

#### ***4.2.2. Le problème du cumul des rejets de différentes activités***

L'ensemble de la réglementation vise à donner des prescriptions à chaque exploitant pris individuellement. Actuellement, il n'existe pas de mécanisme réglementaire prévoyant de considérer également le cumul des rejets de l'ensemble des exploitants dans une zone pertinente pour le type de rejets considéré (bassin pour les rejets en rivière, système d'égouts pour les rejets en zone urbaine, région pour les rejets gazeux). On considère en première approche que les limites de rejets individuelles suffisent à garantir que leur cumul éventuel ne dépassera pas les valeurs tolérées pour le public.

Dans certaines conditions spécifiques, cette assertion doit être vérifiée : par exemple, l'ASN a demandé aux exploitants nucléaires qui rejettent dans la Loire et dans le Rhône d'établir une étude d'impact de leurs rejets cumulés et de prendre, le cas échéant, des mesures visant à minimiser les effets de cumuls. Cela est surtout possible quand les rejets d'effluents radioactifs ne sont pas continus, permettant ainsi de maîtriser leur période et leur durée, comme c'est le cas pour la majeure partie des effluents radioactifs liquides des centrales EDF. Dans un souci d'optimisation, EDF a par exemple décidé de coordonner les rejets de ses centrales du bassin de la Loire lorsque celle-ci est en période d'étiage.

Il faut cependant noter que par le biais de la coordination de ses services de contrôle, et par l'utilisation du réseau national de surveillance de la radioactivité, l'Etat a mis des moyens en place pour vérifier qu'il n'apparaît pas de situation qui serait réellement dangereuse sur le plan de la radioprotection.

#### ***4.2.3. Les actions à mettre en œuvre pour une meilleure cohérence***

Plus les activités nucléaires sont importantes en taille, plus l'exploitant possède de moyens en termes de mesure de la radioactivité dans les rejets et l'environnement, et en termes de traitement préalable des effluents. Cette observation est importante car elle implique, en sens inverse, qu'il faut être prudent avec les petites activités nucléaires quant à la prescription de contrôles et de traitements conséquents.

Cette observation explique probablement pourquoi, dans la circulaire DGS/DHOS n° 2001-323 du 9 juillet 2001, tout rejet est prohibé pour les radioéléments de plus de 100 jours. Cette position est sans doute excessive dans la mesure où elle ne permet pas la flexibilité nécessaire à certains cas particuliers.

Il semble donc nécessaire d'ouvrir la possibilité pour toute activité nucléaire de rejeter des effluents radioactifs, en respectant cependant les principes suivants :

- priorité à la stratégie confinement – concentration, sauf exceptions justifiées ;
- fourniture d'un dossier de demande justifiant les rejets et leur optimisation au niveau le plus bas possible, dans le cadre d'un plan de gestion des déchets et effluents radioactifs ;

- mise en place d'une procédure de maîtrise des rejets (recueil et analyse préalable) et de contrôle de la radioactivité des rejets, avec les appareillages adéquats ;
- transparence et information, notamment, du gestionnaire du réseau si le rejet s'effectue dans un réseau d'assainissement ;
- autorisation formelle préalable par l'administration, fixant les conditions de rejets et les conditions de l'information des pouvoirs publics et du publics sur les rejets effectifs, ainsi qu'en cas d'incident.

Le sujet du cumul des rejets doit être d'autant plus pris en compte que de multiples activités nucléaires seraient autorisées à rejeter dans la même ville et dans le même bassin hydrologique. Un choix doit être fait d'un contrôle du cumul des rejets par l'Etat ou de manière volontaire par les exploitants concernés réunis. En tout état de cause, une condition préalable est d'avoir une meilleure connaissance des rejets réellement effectués à l'échelle d'une ville et d'un bassin pour pouvoir le réglementer. Il est alors nécessaire de tenir compte également des rejets qui ne sont pas effectués directement par les activités nucléaires, mais qui en sont néanmoins la source (rejet de patients en traitement ambulatoire), ou, le cas échéant, qui sont effectués par d'autres activités qui ne sont pas des activités nucléaires (radioactivité naturelle).

Enfin, il serait bénéfique de pouvoir disposer également de prescriptions types pour les rejets radioactifs provenant d'ICPE afin d'homogénéiser les pratiques en la matière en France.

L'ensemble de cette problématique est prise en compte dans le cadre du projet d'arrêté portant sur les déchets et effluents des activités nucléaires pris en application de l'article R 1333-12 du code de la santé publique.

## Partie 4

# Améliorer la gestion des déchets radioactifs en France

## 1. Les principes de gestion des déchets radioactifs

L'article L541-1 du code de l'environnement définit un déchet comme « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien, meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon ». Cette définition est un peu plus large que la définition issue de la directive 75/442/CEE du Conseil du 15 juillet 1975 relative aux déchets. Cette définition, initialement inscrite dans la loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux, a été complétée en 1992, par la définition du déchet ultime, en imposant la valorisation des déchets ne relevant pas de la définition des déchets ultimes.

Les grands principes de la protection contre les rayonnements ionisants ont été définis par la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) :

- justification des activités (technique et économique)
- optimisation des conséquences (doses)
- limitation des conséquences (doses)

Ces principes sont également applicables dans le domaine de la gestion des déchets radioactifs.

Il faut noter cependant que la gestion des déchets radioactifs ne peut être justifiée en elle-même ; les déchets radioactifs sont la conséquence d'activités. Ce sont les activités qui utilisent les substances radioactives, qui doivent être justifiées dans leur globalité, en tenant compte, notamment, des déchets qui en sont issus, des avantages pour la société de leur existence, et du détriment qui en est la conséquence.

Cette remarque, cependant, ne s'applique qu'à des activités qui sont actuellement pratiquées ; en ce qui concerne les déchets qui sont issus d'activités historiques qui ne seraient plus justifiées aujourd'hui, les déchets radioactifs sont présents et doivent être gérés de toute façon.

La façon dont les déchets radioactifs doivent être pris en compte dans la justification d'une activité conduisant à leur production n'est pas précisée dans le cadre réglementaire ou dans les recommandations internationales.

Pragmatiquement, il convient probablement de distinguer entre les déchets qui disposent d'une filière de gestion à long terme et ceux qui n'en disposent pas. Si l'activité produit des déchets qui disposent d'une filière de gestion à long terme, un coût y est associé qui représente une mesure du coût nécessaire pour se protéger de la dangerosité des déchets. Si les déchets produits ne disposent pas de filière de gestion à long terme, la question est plus délicate. Dans certains cas, il existe des concepts de solutions qui permettent de disposer d'une estimation préalable du coût futur ; celui-ci doit alors être intégré dans l'analyse de l'équilibre économique d'une activité.

Force est de constater que toutes les activités nucléaires qui ont été développées dans le passé, notamment, les activités pionnières de la première moitié du XXème siècle, n'ont pas fait l'objet,

avant leur mise en œuvre, d'une analyse de justification ; les concepts de la CIPR en la matière datent d'ailleurs des années 1960. Cependant, cela est dorénavant exigé de toute nouvelle activité générant des déchets radioactifs.

Les déchets radioactifs doivent être gérés selon les principes suivants, inspirés de la législation générale sur la gestion des déchets (chapitre Ier du titre IV du livre V du code de l'environnement, issu de la loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 modifiée relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux) :

- il convient de prévenir et réduire à la source, autant que raisonnablement possible, la production et la nocivité des déchets, notamment par un tri et une ségrégation appropriés ;
- la stratégie de confinement -concentration doit être privilégiée, même si dans certains cas, il peut être admis exceptionnellement de ne pas l'appliquer, sur la base d'une justification appropriée ;
- leurs transports sont organisés de manière à limiter les volumes de déchets transportés et les distances parcourues dans le cadre d'une stratégie de gestion donnée ;
- la valorisation des déchets par réemploi ou recyclage doit être favorisée, à condition que cette valorisation ne porte pas préjudice à l'environnement ou à la santé publique ;
- le public doit être informé des effets pour l'environnement et la santé publique des opérations de production et de gestion à long terme des déchets.

## 2. L'inventaire des déchets radioactifs

L'ANDRA est en charge de réaliser l'inventaire des déchets radioactifs ; cette mission lui a été confiée par le Gouvernement. L'Agence a mis en œuvre deux actions visant à inventorier l'ensemble des déchets radioactifs présents sur le territoire français.

La première action mise en œuvre historiquement depuis le début des années 90 consiste à répertorier l'ensemble des sites producteurs de déchets radioactifs ou entreposant des déchets dans un document appelé « Observatoire ». Les quantités ont été évaluées, soit sur la base de déclarations volontaires, soit sur la connaissance que l'ANDRA a pu développer d'un certain nombre d'activités.

La deuxième action a été mise en œuvre plus récemment. Elle répond à la nécessité d'évaluer non seulement les quantités déjà produites, mais aussi les quantités qui pourraient être produites à l'avenir, ainsi qu'au besoin ressenti de disposer d'états synthétiques sur les quantités de déchets. L'Inventaire national, également développé par l'ANDRA, permet de répondre à ce besoin. Une première édition de l'inventaire est disponible depuis novembre 2004, et comprend également une vision géographique des déchets.

Cet Inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables constitue une référence tout à fait précieuse ; elle donne une grille de lecture avec une ventilation par grandes catégories (TFA, FA-MA vie courte, FA vie longue, MA vie longue, HA). Une segmentation de chaque catégorie en fonction des différents secteurs économiques ou des différents modes de conditionnement, effectifs ou envisagé est disponible.

Il n'est toutefois pas à exclure que le PNGDR-MV mette en évidence certains déchets ne figurant pas explicitement dans l'Inventaire, notamment par le biais d'un examen plus fin des déchets radioactifs de certaines catégories, et, surtout, par la conséquence d'une définition du déchet radioactif éventuellement plus large que celle utilisée précédemment dans la méthodologie d'élaboration de l'Inventaire .

Dans le cadre de l'Inventaire, outre le contenu radiologique des déchets, les producteurs ont également fourni des hypothèses quant aux modes de conditionnement des déchets, ce qui influe notablement sur les volumes considérés. Ces hypothèses seront périodiquement revues à chaque édition de l'Inventaire, mais ne peuvent en revanche faire l'objet d'un contrôle par les pouvoirs publics, qui ne serait pas pertinent, sauf en ce qui concerne les déchets conditionnés qui sont actuellement pris en charge par des installations de stockage. L'Autorité en charge de contrôler la sûreté du stockage vérifie que l'exploitant du stockage (l'ANDRA) effectue les vérifications nécessaires vis-à-vis de la compatibilité des colis de déchets avec la démonstration de sûreté du stockage.

### **3. Responsabilités en matière de gestion de déchets radioactifs**

#### **3.1. Considérations réglementaires générales**

L'article L.541-2 du code de l'environnement dispose qu'un producteur de déchet en est responsable jusqu'à ce que le déchet ait été éliminé dans une installation dûment autorisée à cet effet.

Dans le cas où des déchets sont abandonnés, l'article L.541-3 du code de l'environnement prévoit que l'autorité détentrice du pouvoir de police peut, après mise en demeure, assurer d'office l'exécution des travaux nécessaires aux frais du responsable. Dans le cas des installations classées, le préfet impose au détenteur de faire éliminer les déchets. En dernier recours, la responsabilité du producteur est recherchée.

Par exemple, dans le cas de la faillite de la société Zimaval, qui traitait des piles et batteries en vue de leur recyclage, les déchets présents sur site, issus de l'exploitation de l'usine et propriété de Zimaval, ont été éliminés aux frais du liquidateur judiciaire, tandis que les piles et batteries entreposées sur site, mais non encore traitées, ont dû être reprises par leurs propriétaires originaux.

Pour ce qui concerne l'élimination des déchets ménagers, ce sont les maires qui sont responsables de leur collecte (y compris les déchets encombrants et certains déchets dangereux). Selon la DPPR, pour beaucoup de secteurs, y compris industriels, payer pour l'élimination de ses déchets est une notion, sinon inconnue, du moins nouvelle.

La jurisprudence est abondante dans le domaine de la gestion des déchets. Des exemples d'arrêts (judiciaires) imposant à des exploitants miniers de traiter leurs résidus miniers, non comme un sous-produit, mais comme un déchet peuvent être notamment évoqués.

Il faut noter que l'article L.541-10 du Code de l'environnement permet d'imposer par décret, à la personne qui l'aura mis sur le marché, la reprise et l'élimination de produits arrivés en fin de vie (piles, pneus...), dans des conditions prévues par l'administration. Cet article prévoit également que la responsabilité de la personne qui a mis sur le marché un objet peut être recherchée quant à l'élimination de cet objet, notamment en termes de faisabilité. Cependant, cette procédure, si elle est mise en œuvre, n'exonère pas le détenteur du déchet de sa responsabilité (apport au point de collecte, ...). La possibilité ouverte à l'article L.541-10 peut néanmoins être éventuellement considérée dans le cas des déchets radioactifs.

### **3.2. Difficultés d'attribution de responsabilité**

Il arrive que la responsabilité soit difficile à attribuer.

C'est le cas notamment pour les sources radioactives usagées, qui ne sont pas considérées clairement aujourd'hui dans la réglementation comme des déchets, malgré la mise en place d'un certain nombre d'actions visant à améliorer leur prise en charge à l'issue de leur période autorisée d'utilisation.

L'attribution de responsabilité est également délicate dans le cas de particuliers ou de collectivités qui se retrouvent possesseurs de déchets radioactifs sans en avoir été informés au préalable ou sans l'avoir voulu ; les modalités concrètes à appliquer dans ce cas devraient être définies.

Dans le cas des sites pollués, l'attribution de la responsabilité repose sur l'exploitant de l'installation à l'origine de la pollution et, à défaut, au détenteur du site. Dans le cas où les responsables ainsi désignés sont inconnus ou défaillants et pour lesquels des actions de décontamination seraient jugées nécessaires, les pouvoirs publics peuvent s'y substituer pour engager des mesures de mises en sécurité

Il est cependant ici nécessaire de bien distinguer le problème de la responsabilité du problème du financement, qui est traité au paragraphe 4. La responsabilité d'un déchet implique normalement devoir prendre en charge le coût de son élimination, mais des systèmes de financement peuvent se mettre en place qui allègent ou prennent en charge ces coûts pour le responsable. Le problème de la responsabilité porte surtout sur la responsabilité civile, dont notamment la nécessité de mettre en place les mesures de prévention adéquates pour éviter des conséquences aux tiers en attendant qu'une solution de gestion à long terme soit trouvée.

## **4. Financement de l'élimination des déchets radioactifs**

### **4.1. Principes généraux de financement**

Le principe dit du « pollueur payeur » doit être appliqué en vertu de l'article L.541-2 du code de l'environnement susmentionné. Il est donc prévu que ce soit le producteur du déchet, ou son détenteur, qui paye.

Dans certains cas, il est possible que le montant de l'élimination de certains déchets ne puisse être assumé par, sinon, leur producteur, tout au moins leur propriétaire.

Il existe alors généralement deux types de solutions, mises en œuvre dans divers secteurs :

- une prise en charge partielle ou totale par la collectivité au sens large (budget de l'Etat) ;
- une prise en charge par le secteur industriel concerné par ce type de déchets, sous la forme d'une mutualisation.

Dans la première catégorie, on peut signaler l'existence de fonds spéciaux pour aider à l'assainissement (tels que le fonds radium).

Dans la deuxième catégorie, on peut signaler par exemple, pour la reprise des sources radioactives usagées, un mécanisme de financement qui a été mis en place sous l'égide de la Commission interministérielle des radioéléments artificiels, désormais disparue. Ce mécanisme est basé sur le regroupement d'un grand nombre de fournisseurs dans une association, Ressources, qui sur la base de la mutualisation, peut permettre de pallier la disparition d'un fournisseur de sources et

l'incapacité de reprise des sources usagées. Une réglementation est en cours d'élaboration sur le système des garanties financières.

#### **4.2. Le cas des déchets radioactifs pour lesquels il n'existe pas actuellement de filière de gestion à long terme**

Dans le cas des déchets radioactifs, un degré de complexité supplémentaire est apporté par le fait que tous les déchets radioactifs ne disposent pas aujourd'hui de filière de gestion à long terme. Un certain nombre d'entre eux doivent donc être entreposés en attendant qu'ils puissent être pris en charge par une filière de gestion à long terme qui devra être mise en place. Cet entreposage doit être réalisé dans de bonnes conditions de surveillance. Il n'est pas toujours possible de les garantir en laissant les déchets sur place sous la surveillance de leur propriétaire, surtout si celui-ci n'a aucune compétence en matière de radioprotection.

De plus, dans ce cas, les coûts de l'entreposage (notamment conséquence de sa durée) et de gestion à long terme finale du déchet sont évidemment entachés d'une incertitude considérable. Il n'est pas évident de décider qui doit porter le poids de l'incertitude, entre le producteur du déchet ou la collectivité.

Dans le cadre du groupe de travail du PNGDR-MV, un consensus s'est dégagé pour constater que pour nombre de déchets dans cette situation, leur entreposage doit être réalisé dans des conditions de sécurité et de pérennité suffisante. Les conditions de sécurité doivent être assurées par une prise en charge par des professionnels ; quant à la pérennité, seuls les pouvoirs publics semblent susceptibles de la garantir au mieux. **C'est pourquoi une organisation de l'entreposage de service public sous l'égide de l'ANDRA apparaît la meilleure solution. Cela n'empêche pas l'ANDRA, si elle ne possède pas d'installation appropriée en propre, de faire appel à d'autres exploitants nucléaires pour réaliser effectivement l'entreposage, dans des conditions à préciser dans le cadre d'une convention.**

Dans le cas d'une prise en charge par l'ANDRA de déchets à responsable défaillant en entreposage, il convient d'examiner l'intérêt de transférer la responsabilité du déchet du producteur (détenteur) initial à l'ANDRA, avec un financement adéquat, comprenant les provisions nécessaires à l'entreposage et, surtout, au stockage final. En effet, il ne paraît pas toujours possible de compter sur la pérennité du producteur du déchet.

#### **4.3. Les modalités de financement pour le développement des filières de gestion à long terme**

L'analyse réalisée dans le cadre du PNGDR-MV a montré que, sous réserve de vérification, la plupart des déchets qui ne disposent pas aujourd'hui de responsable solvable identifié, pourraient être pris en charge de façon marginale dans le cadre de projets de développement de filières de gestion à long terme pour des déchets radioactifs issus de l'industrie.

Par conséquent, les coûts associés à l'élimination des déchets sans responsable solvable identifié sont relativement assez faibles. Il convient d'examiner cependant quel système de financement peut être mis en place pour les opérations :

- de vérification de la possibilité de les prendre en charge dans les projets en cours de développement ;
- de gestion à long terme des déchets concernés.

Cette mission de vérification de la possibilité de prendre en charge de façon marginale ces déchets historiques dans les filières de gestion à long terme existantes ou en projet pourrait être confiée à l'ANDRA, avec un financement de service public.

#### **4.4. Les modalités de financement pour la prise en charge de déchets au titre du service public**

En préalable, il faut noter que les coûts de gestion des déchets radioactifs sont, en ordre de grandeur et d'une manière générale, très élevés si on les compare aux coûts de gestion de déchets classiques. Ils le sont évidemment d'autant plus que la dangerosité radioactive des déchets est grande. La continuité des coûts de gestion des déchets, selon qu'ils présentent un niveau de risque équivalent, mais dans un cas dû à la radioactivité et dans un autre cas dû à la toxicité chimique par exemple, ne paraît pas évidente.

Une composante importante du coût de prise en charge des déchets radioactifs est la nécessité d'une caractérisation adéquate et précise des déchets avant d'envisager leur prise en charge.

Dans le cas où les déchets radioactifs ne disposent pas de filière de gestion à long terme aujourd'hui, il faut y rajouter le coût non négligeable d'un entreposage préalable pendant plusieurs années.

Notamment lorsque des déchets radioactifs sont détenus par un particulier, souvent pour des raisons historiques, les coûts vont souvent bien au delà des possibilités financières normales de celui-ci. Il faut également être prudent en la matière et ne pas créer chez le détenteur du déchet une angoisse telle en termes de ponction financière que celui-ci se débarrasserait du déchet d'une façon qui ne serait pas appropriée en termes de protection contre les rayonnements.

Par conséquent, il est nécessaire de prévoir un ou des mécanismes de financement qui permettent dans tous les cas une prise en charge des déchets radioactifs dans des délais compatibles avec la dangerosité qu'ils présentent dans les conditions de leur entreposage actuel.

Pour les déchets issus d'activités historiques, il n'est pas possible de compter sur la possibilité d'une mutualisation entre industriels concernés, puisque ceux-ci ne font plus de bénéfice sur ces activités, et ont d'ailleurs, le plus souvent, disparu. Il est également envisageable de demander un financement aux secteurs économiques qui aujourd'hui bénéficient des applications de la radioactivité (industriels du nucléaire actuels), en dérogation au principe pollueur-payeur. Les industriels du nucléaire subventionnent actuellement bénévolement ce type d'interventions sur les sites pollués dits « orphelins » (sans propriétaire identifiable ou solvable). En la matière, la question d'un financement de service public par le budget de l'Etat mérite d'être posée. L'ANDRA pourrait être chargée de cette mission, avec un financement de service public permettant en tant que de besoin de rétablir l'équilibre global de ses comptes si celui-ci était amené à être remis en cause par l'exercice de sa mission.

Il convient cependant d'organiser les conditions d'octroi de ce financement de service public pour qu'il soit à la fois juste, qu'il préserve les intérêts de la collectivité en évitant que des déchets soient éliminés de façon non appropriée, mais aussi en évitant des dépenses de la collectivité inutiles qui auraient pu être prises en charge par le détenteur du déchet.

Pour les activités qui sont actuellement exploitées (sources radioactives, détecteurs de fumée), un système de cautionnement (coût de gestion à long terme supporté par l'acheteur, et garantie financière) ou de mutualisation entre fournisseurs doit être considéré. Cependant, comme on l'a noté, il existe pour nombre de ces déchets des incertitudes sur le coût exact de leur gestion. Il faut

donc être conscient qu'une part de cette incertitude risque dans tous les cas de retomber à la charge de l'Etat.

## 5. Les filières de gestion à bâtir

### 5.1. Les déchets radioactifs et les matières qui ne disposent pas de filière de gestion à long terme

Une des difficultés du PNGDR-MV est que l'ensemble de filières de gestion et de gestion à long terme n'ont pas été, sinon définies, au moins décidées. Le cas des déchets radioactifs concernés a été développé dans la partie I.

Les déchets radioactifs pour lesquels des filières de gestion restent à bâtir, ou du moins à confirmer, apparaissent être les suivantes :

- Bien évidemment, les déchets MAVL et HA issus de l'industrie électronucléaire ; la recherche de solutions se fait dans le cadre d'une loi, et un débat au Parlement doit avoir lieu avant 2006 sur les déchets de haute activité et à vie longue ;
- déchets FAVL (radifères, graphite) : un concept de stockage en subsurface a été développé ; il est nécessaire de rechercher un site et de confirmer les concepts une fois adaptés au site choisi ;
- les sources radioactives, selon l'intensité de leur radioactivité : l'acceptation d'une partie au centre de stockage de l'Aube doit être confirmée, et des solutions doivent être étudiées pour les autres sources. Une partie de l'inventaire des sources contenant des radionucléides de périodes radioactives inférieures à celles du Cobalt 60 a déjà été autorisé ;
- les paratonnerres radioactifs et sources de détecteurs ioniques de fumée : leur acceptabilité dans un stockage FAVL de subsurface doit être confirmée ;
- sources au radium de haute activité, principalement de type médical : leur acceptabilité dans un stockage géologique doit être confirmée ;
- déchets tritiés : une analyse doit être menée quant à savoir si la solution actuelle d'un entreposage de décroissance est la meilleure solution ;
- solutions organiques ou mélanges aqueux/organiques mis en œuvre dans les activités de recherche avec des concentrations en radionucléides de longue durée de vie qui ne permettant pas un traitement de stabilisation dans les installations existantes.

Enfin, ce plan a mis en évidence le cas particulier de l'uranium appauvri et de retraitement. Ces matières sont aujourd'hui considérées comme des matières valorisables. Cependant, il apparaît pertinent de considérer, à titre de précaution, comment elles pourraient être éliminés si elles venaient un jour, pour une raison ou pour une autre, à être considérées comme des déchets. Les volumes en jeu sont en effet importants et la possibilité de leur prise en charge dans une filière de gestion à long terme existante ou en projet n'est pas évidente. Un programme de recherche devrait être développé à ce sujet, à titre de précaution, comme cela est déjà le cas pour les combustibles usés.

### 5.2. Quelles actions et quelles priorités pour définir des filières de gestion à long terme ?

Il convient probablement de définir plusieurs catégories de déchets :

- a. les déchets radioactifs qui font l'objet de développement de projets de solutions de gestion à long terme dédiées ;
- b. les déchets qui ont vocation à être pris en charge de façon marginale dans des projets en cours de développement : les délais de mise en œuvre sont alors pilotés par les délais de

mise en œuvre de ces projets. Néanmoins, la vérification de la possibilité de prise en charge de ces déchets doit être menée suffisamment en amont pour permettre de chercher une autre solution si la solution nominale envisagée s'avère impossible ;

- c. les déchets pour lesquels il n'existe pas de solution de gestion à long terme ou qui n'avaient pas encore été identifiés comme devant faire l'objet d'une solution de gestion prenant en compte spécifiquement le risque radiologique.

Dans la catégorie a), on trouve :

- les déchets de haute activité et à vie longue de l'industrie nucléaire : la stratégie de recherche, ainsi que l'échéancier associé, seront définis lors du débat au parlement de 2006. Le devenir des déchets de moyenne activité à vie longue, qui ne relèvent pas d'une solution du type stockage de surface, devra être précisé au vu des résultats des recherches conduites sur ces déchets par les acteurs de la loi du 30 décembre 1991 ;
- le projet de stockage en subsurface de déchets FAVL (radifères, graphite) : les producteurs de déchets ont exprimé en avoir besoin pour 2012 ; la recherche d'un site susceptible d'accueillir ce stockage apparaît devoir être menée rapidement.

Dans la catégorie b), on trouve :

- les paratonnerres radioactifs et les sources des détecteurs ioniques de fumée, et autres objets faiblement radioactifs au radium ou à l'américium : compte tenu du développement du concept de stockage en subsurface, la possibilité de l'accueil de ces déchets dans un tel stockage doit pouvoir être vérifiée au plus tôt ;
- les sources de haute activité de radium : une vérification de la possibilité d'accueil de ces sources dans un stockage géologique pourrait être réalisée de façon préliminaire, pour 2006 ou 2007, dans le cadre fixé par les concepts et des calculs de sûreté que l'ANDRA prépare pour 2005 ; une vérification de la possibilité d'accueil dans un éventuel entreposage de longue durée pour les déchets MAVL devrait également être réalisée dans les mêmes délais par le CEA.

Dans la catégorie c), on trouve :

- les déchets tritiés : un argumentaire de la justification du mode de gestion actuellement envisagé par défaut (entreposage de décroissance sur le site CEA de Valduc) par rapport à d'autres modes de gestion envisageables (prise en charge de façon marginale dans des solutions de gestion à long terme existantes ou en projet) devrait être produit, dans un contexte où les volumes de ces déchets sont relativement importants ;
- les liquides organiques issus d'activité de recherche biologique et biomédicale quand leur activité dépasse les activités massiques qui peuvent être prises en charge par l'ANDRA ; autres déchets dont on aurait conclu qu'il est nécessaire de les gérer en tant que déchets radioactifs.

On trouve aussi indirectement dans la catégorie c) le cas de l'uranium appauvri et de retraitement, si on considère qu'à titre de précaution il faut envisager qu'ils puissent éventuellement être considérés un jour comme des déchets.

Dans tous les cas, il est nécessaire de prendre en compte la nécessité de définir des échéanciers pour la mise en service des filières de gestion à long terme en projet. En effet, cela dimensionne les entreposages nécessaires, tant du point de vue de leur volume que du point de vue de leur durée. Ces échéanciers doivent être périodiquement revus en fonction de l'avancement des projets.

## 6. La cohérence des filières de gestion des déchets radioactifs

L'examen détaillé de la cohérence des filières de gestion à long terme est développé dans la partie 3. Les conclusions de cet examen sont rappelées ici :

En matière de capacité des filières de gestion à long terme actuelles ou en projet, elles paraissent bien adaptées aux déchets engagés par les installations existantes et aux déchets historiques. Plusieurs causes peuvent être identifiées qui remettraient en cause de façon significative les besoins en matière de capacité pour les filières de gestion à long terme :

- un renouvellement significatif du parc d'installations nucléaires rendrait nécessaire un accroissement des volumes à considérer dans l'ensemble des projets, et rendrait nécessaire la disponibilité de filières de gestion à long terme de déchets sur un temps notablement plus long ;
- compte tenu des volumes en jeu, si pour une raison ou une autre, l'uranium appauvri et/ou l'uranium de retraitement venait à être considéré comme un déchet.

En matière de déchets radifères, la cohérence de gestion entre les déchets qu'il est prévu de prendre en charge dans le stockage FAVL de subsurface et les stockages de résidus miniers en surface doit être approfondie pour mieux comprendre les origines et les conséquences des différences de concepts.

Dans le cas du centre de stockage de la Manche, des déchets radioactifs à vie longue sont présents pour des raisons historiques ; il n'apparaît pas justifié de les reprendre.

La nécessité d'une cohérence entre la démarche en matière de gestion des déchets TFA développée dans les installations et les possibilités offertes par la réglementation en matière de libération de déchets amène à la conclusion que la libération n'est envisageable que dans deux cas :

- soit le processus de traitement du déchet avant libération garantit que le matériau libéré n'est effectivement pas radioactif ;
- soit le matériau libéré est utilisé dans un usage qui peut être assimilé à un stockage définitif.

La nécessité d'une cohérence entre les filières de stockage prenant en charge des déchets de très faible activité provenant des installations nucléaires de base et une éventuelle acceptation de déchets à radioactivité naturelle renforcée dans les filières de stockage de déchets conventionnels (type CET) amène à s'assurer de la cohérence des critères et des analyses d'impact dosimétrique, et plus généralement des études de sûreté fondant la justification de ces filières.

Enfin, l'examen de la cohérence entre les conditions de rejets d'effluents des différentes activités nucléaires montre la nécessité de faire évoluer la réglementation, notamment pour les activités nucléaires hors INB. Cependant, cet examen montre aussi la nécessité de mieux prendre en compte les cumuls d'impacts à l'échelle d'une ville ou d'un bassin hydrologique.

## 7. Les actions nécessaires de retrait d'objets radioactifs dont l'usage n'est plus justifié

Il est apparu, au cours du développement du plan, qu'il paraît nécessaire d'engager des actions de retrait d'un certain nombre d'objets radioactifs dont il n'est plus justifié aujourd'hui qu'ils continuent à être possédés. Il s'agit exclusivement d'objets correspondant à des usages historiques de la radioactivité.

Des campagnes de récupération ont été déjà organisées pour les aiguilles de radium dans les années 1990.

Les objets qui ont été identifiés pour des actions de récupération, lors du développement du PNGDR-MV, sont les suivants :

- objets médicaux aux radium (résiduel suite aux campagnes de récupération déjà effectuées) ;
- paratonnerres radioactifs ;
- sources radioactives distribuées avant les années 1950, notamment à des fins pédagogiques.

Compte tenu du fait que nombre de possesseurs de ces objets n'ont probablement pas conscience de leur caractère radioactif, il semble nécessaire d'inclure dans l'organisation de la campagne de récupération, une campagne publicitaire orientée vers le grand public ou vers certains types de profession ciblée (éducation nationale, professionnels de la protection contre la foudre...). En outre, il semble nécessaire, au moins dans certains cas, de prévoir une subvention publique à la récupération de ces objets. Par conséquent, le coût de ces campagnes de récupération n'est certainement pas anodin, et surtout, est difficilement prévisible a priori compte tenu du fait que l'on ne peut qu'estimer le nombre d'objets potentiellement concernés, et le nombre d'objets qui seront effectivement récupérés.

Quoiqu'il en soit, procéder à ces campagnes de récupération apparaît nécessaire pour préserver l'avenir, et apparaît comme une des grandes conclusions du PNGDR-MV. Le caractère limité des ressources financières disponibles impose de définir des priorités.

Ainsi, on suggère :

Dans un premier temps, d'étudier la possibilité d'organiser une telle collecte, en vérifiant l'adéquation des filières de prise en charge, l'organisation à mettre en œuvre et le financement correspondant ;

Dans un deuxième temps, diffuser à l'attention de publics ciblés (exemple : éducation nationale, administration des hôpitaux) des informations qui permettraient d'identifier des sources et objets radioactifs anciens qui pourraient se trouver encore entreposés dans ces institutions, après avoir retrouvé une iconographie adéquate de ces objets ; demander aux personnes qui identifieraient ces objets d'en informer un organisme centralisateur, et leur indiquer des mesures simples de mise en sécurité ;

Dans un troisième temps, sur la base de ces informations qui permettront de dimensionner une campagne de récupération, et dans la mesure où cette mesure s'avère justifiée du point de vue de la radioprotection, procéder à la récupération de ces objets.

## 8. Actions réglementaires de portée générale

### 8.1. L'encadrement réglementaire de la gestion des déchets radioactifs

Le contrôle des filières de gestion des déchets radioactifs est d'ores et déjà réglementé par un certain nombre de décrets ou d'arrêtés. L'un des objectifs du plan, qui consiste à assurer une cohérence au dispositif à mettre en place par les différents acteurs, doit aussi être respecté lors de l'élaboration des textes réglementaires concernant le contrôle de certaines filières.

Les textes d'ores et déjà existants sont notamment les suivants :

- Code de l'environnement, et notamment le chapitre II du titre IV du livre V, issu de la loi n° 91-1381 du 30 décembre 1991 relative aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs ;
- Décret n° 2005-635 du 30 mai 2005 relatif au contrôle des circuits de traitement des déchets ;
- Arrêté du 31 décembre 1999 fixant la réglementation technique générale destinée à prévenir et limiter les nuisances et les risques externes résultant de l'exploitation des installations nucléaires de base (et Plan guide pour l'élaboration des études déchets – dernière version du 23 septembre 2002)
- Circulaire du 10 juin 2003 relative aux installations de stockage de déchets dangereux
- Circulaire du 31 juillet 2003 relative aux procédures à suivre en cas de déclenchement de portique de détection de radioactivité sur les centres d'enfouissement technique, les centres de traitement par incinération, les sites de récupération de ferrailles et les fonderies, accompagnée de fiches d'action pour plusieurs cas (centre d'enfouissement, fonderies, incinérateur...)

Il existe en outre des projets de décret ou d'arrêté visant à transposer des directives européennes sur la radioprotection ou le contrôle des déchets :

- Projet d'arrêté relatif à la gestion et à l'élimination des déchets provenant des activités nucléaires destinées à la médecine, à l'art dentaire, à la biologie humaine, à la recherche biomédicale et vétérinaire et de toute autre activité nucléaire à l'exception de celles exercées dans les installations nucléaires de base

Ce dernier projet apparaît tout à fait central quant à la gestion des déchets et effluents provenant des activités qu'il vise. Son élaboration doit donc faire l'objet d'une très large concertation et les dispositions qu'il contient doivent être réalistes et basées sur du retour d'expérience. Plusieurs conclusions du PNGDR-MV doivent être prises en compte dans son élaboration.

La nécessité d'imposer réglementairement une déclaration de production ou de possession de déchet radioactif a été discutée. L'obligation de déclaration de production est déjà mise en œuvre dans les INB, par le biais des études et bilans déchets, dans les ICPE au travers des bilans annuels déchets, et par l'article R1333-12 du code de la santé publique. Ce point sera éventuellement à examiner pour les déchets à radioactivité naturelle renforcée.

### 8.2. Reconnaître la nécessité d'une mission de service public pour les déchets historiques

Une question se pose quant à l'encadrement réglementaire de l'action des pouvoirs publics en matière de reprise de déchets historiques. En effet, cette mission n'apparaît pas aujourd'hui explicitement ni dans les missions de l'ANDRA, ni dans les missions d'autres acteurs publics du domaine du nucléaire.

Même si cette mission de service public peut être mise en œuvre en créant à chaque fois des dispositifs ad hoc, il apparaît tout à fait préférable que cette mission soit reconnue à un organisme public et soit clairement apparente dans son budget. En outre, nombre de déchets historiques récupérés devront être généralement entreposés plusieurs années avant de pouvoir être éliminés et qu'il apparaît préférable que cet entreposage soit à la charge de la collectivité, notamment pour des questions de pérennité.

L'ANDRA semble être le meilleur organisme pour être porteur de cette mission de service public : elle exploite la plupart des filières de gestion à long terme des déchets radioactifs, et réalise la plupart des recherches pour les nouveaux projets.

Ainsi, il serait souhaitable que cette mission de service public de collecte, d'entreposage et d'élimination des déchets radioactifs historiques, puisse être officiellement reconnue à l'ANDRA. Des discussions sont en cours sous l'égide du Commissaire du Gouvernement de l'ANDRA (la DGEMP) pour que cette mission soit reconnue dans le cadre du contrat quadriennal Etat-ANDRA. A ce titre, un consensus s'est formé entre les différentes administrations concernées sur l'existence de missions d'intérêt général devant être explicitement confiées à l'Agence et sur la nécessité de disposer d'un financement public pour compléter les ressources propres dont peut déjà disposer l'établissement ; le projet de contrat pour la période 2005-2008 devrait être prochainement finalisé au niveau des ministres de tutelles de l'agence, au delà, il serait probablement souhaitable qu'à terme, cette mission soit reconnue à l'ANDRA dans un texte réglementaire d'un niveau adéquat, voire même dans un cadre législatif.

## 9. Information du public et transparence

La participation aux travaux des groupes de travail élaborant le PNGDR-MV a été ouverte à toutes les parties prenantes concernées par la gestion des déchets radioactifs.

Le plan a été mis à disposition du public sur le site internet de l'Autorité de sûreté nucléaire.

Le PNGDR-MV a vocation à être révisé périodiquement, notamment en fonction de l'avancement des différents projets de filières de gestion à long terme, ou de l'avancement des connaissances sur les types de déchets radioactifs historiques. Compte tenu des cinétiques propres à ce type de projets, il semble raisonnable et adapté de mettre à jour le PNGDR-MV tous les 6 ans. Il semble toutefois raisonnable que la première révision du PNGDR-MV soit réalisée dans un délai de 3 ans.

Par ailleurs, une consultation élargie doit être envisagée pour les textes réglementaires généraux portant sur la gestion des déchets radioactifs, ou pouvant s'appliquer à eux (stockage ou valorisation). Les autorisations individuelles liées à ces sujets doivent également faire l'objet d'une consultation élargie, compatible avec les textes régissant les enquêtes publiques qui sont généralement demandées dans les procédures concernées. Les modalités de cette consultation restent à préciser.

Le problème de l'acceptabilité du public des filières de gestion à long terme des déchets radioactifs doit trouver une réponse qui ne peut être qu'au cas par cas. Il est cependant important que l'organisation de la concertation autour du PNGDR-MV puisse créer des conditions appropriées de perception de enjeux liés à la gestion des déchets radioactifs pour la communauté nationale.

## 10. Planning d'actions

Le projet de PNGDR-MV a donc proposé un certain nombre d'actions à mener. Il convient de disposer d'une idée quant au planning qui serait associé à ces actions, notamment en ce qui concerne la mise en œuvre des filières de gestion à long terme en projet.

1) Relancer le processus de recherche de site pour un stockage de déchets de faible activité à vie longue afin de disposer d'un tel stockage en 2012.

2) Les détenteurs de matières valorisables devront mener d'ici 2010, à titre de précaution, des études sur les filières possibles de gestion si ces matières venaient à être considérées comme des déchets. Un point sera établi d'ici 2008 par les détenteurs des matières valorisables pour lesquelles les procédés de valorisation sont encore à l'étude et n'ont jamais été mis en œuvre. Ces études feront l'objet d'une analyse conjointe entre la DGEMP et la DGSNR

3) Poursuivre les études sur le stockage des sources scellées usagées et leurs éventuels traitements pour disposer d'un schéma de gestion d'ici 2008.

L'impact du stockage des sources scellées usagées de périodes radioactives supérieure à celles du Cs137 dans un stockage de type FAVL devra faire l'objet d'une étude par l'ANDRA d'ici 2007.

Des solutions d'entreposage pourraient être nécessaires pour gérer les sources scellées à vie longue, notamment dans le cadre du plan de retrait des détecteurs ioniques.

Les conditions d'une prolongation de la durée de détention des sources scellées au-delà des 10 ans fixés dans le code de la santé publique seront précisées en 2006, afin de limiter le nombre de sources scellées mises au rebut.

4) Une étude sera conduite sur les modalités de gestion à long terme des déchets tritiés. Le CEA devra définir une stratégie de gestion qui prendra en compte une étude d'optimisation entre les solutions de type stockage ou entreposage de décroissance d'ici 2008. Le pilotage de cette étude pourrait être confié au CEA qui fera appel, pour ce qui concerne le stockage de ces déchets, à l'ANDRA.

5) L'ANDRA proposera des critères permettant d'attribuer une aide à un responsable défaillant visant à la prise en charge de son déchet dans une filière, soit d'entreposage, soit de stockage en 2006.

Les conditions d'attribution d'un financement public au titre de ces missions de service public seront précisées en 2006, conformément aux dispositions figurant dans le projet de contrat d'objectifs entre l'Etat et l'ANDRA pour la période 2005-2008. Le commissaire du Gouvernement (la DGEMP) coordonnera les travaux qui seront menés sur ce sujet entre les différentes administrations concernées et l'établissement.

L'ANDRA examinera les conditions permettant d'envisager une accélération de la reprise des paratonnerres radioactifs d'ici la mi-2006. Une estimation sera faite des capacités d'entreposage disponibles et des besoins en personnel qualifié pour procéder à l'accélération du retrait de ces objets radioactifs par l'ANDRA. Ce retrait pourra nécessiter une réglementation dont les modalités seront précisées par les pouvoirs publics.

D'ici 2007, une estimation du nombre de sources scellées usagées pour lequel il n'est, pour des raisons historiques, pas possibles d'envisager un retour à leur fournisseur sera réalisée. Les

sources dont la détention a été autorisée et dont les propriétaires connaissent des difficultés temporaires pour leur reprise ne sont pas concernées par cette mesure.

Une campagne d'information des détenteurs potentiels de ces sources sera éventuellement organisée dans des conditions qui restent à fixer.

6) D'ici 2008, faire un point sur l'état des solutions de gestion à court et à long terme des déchets à radioactivité naturelle renforcée.

7) Des analyses de l'impact à long terme des stockages de résidus miniers d'uranium seront conduites par l'exploitant des stockages en conformité avec la réglementation applicable. Une évaluation des résultats de cette étude sera menée d'ici 2008.

# Conclusions

**Les grands principes pour la gestion des déchets radioactifs (cf. partie 4, §1) sont réaffirmés :**

- il convient de prévenir et réduire à la source, autant que raisonnablement possible, la production et la nocivité des déchets, notamment par un tri et une ségrégation appropriés ;
- la stratégie de confinement -concentration doit être privilégiée, même si dans certains cas, il peut être admis exceptionnellement de ne pas l'appliquer, sur la base d'une justification appropriée
- leurs transports sont organisés de manière à limiter les volumes de déchets transportés et les distances parcourues dans le cadre d'une stratégie de gestion donnée ;
- la valorisation des déchets par réemploi ou recyclage doit être favorisée, à condition que cette valorisation ne porte pas préjudice à l'environnement ou à la santé publique ;
- le public doit être informé des effets pour l'environnement et la santé publique des opérations de production et de gestion à long terme des déchets.

**La mission de service public de l'ANDRA devrait être confirmée :**

- mission d'organisation de l'entreposage de service public pour les déchets radioactifs dont le détenteur n'est pas identifié ou qui ne possède pas une garantie de pérennité suffisante ;
- prise en charge (y compris sur le plan de la responsabilité), sur une base équitable, des déchets historiques détenus par des particuliers, des collectivités ou des entreprises qui en ont hérité de pratiques ou d'activités passées ;
- études de l'organisation de campagnes de collectes d'objets radioactifs historiques largement répartis sur le territoire (sources au radium, paratonnerres radioactifs, sources éducatives)
- vérifier que les déchets historiques peuvent être pris en charge marginalement dans les filières de gestion à long terme opérationnelles ou en projet.

Ces missions de service public doivent être financées. A cette fin, un financement de service public de l'Etat peut permettre d'assurer que ces missions ne remettent pas en cause l'équilibre global des comptes de l'ANDRA..

**Le PNGDR-MV devrait être mis à jour avec une périodicité suffisante (3 ans, puis 6 ans). Une large consultation sera un préalable à sa publication.**

**Il sera demandé aux détenteurs de matières valorisables de mener, à titre de précaution, des études sur les filières possibles de gestion à long terme de ces matières si elles venaient un jour à être considérées comme des déchets**

**Sur la base de l'inventaire des déchets de graphite et des déchets radifères et des études réalisées pour ces déchets sur un site générique, la recherche de site pour disposer d'un projet de stockage de déchets de faible activité à vie longue à l'horizon 2012 devra être relancée.**

**Il conviendra de prévoir que des réflexions et travaux soient menées sur les thèmes suivants dans un délai à fixer :**

- modalités de stabilisation et de traitement des déchets mixtes radiologiques- chimiques et radiologiques- biologiques ;

- modalités de gestion à long terme de déchets tritiés : faire une étude d'optimisation entre les solutions de stockage et d'entreposage de décroissance à long terme ;
- rechercher la meilleure cohérence possible entre les différentes solutions de gestion des déchets à radioactivité naturelle concentrée ou renforcée, notamment des déchets radifères, après avoir fait un point sur la situation des stockages existants et les réglementations en vigueur ;
- approfondir les conditions qui pourraient faciliter l'acceptation du public en matière de filières de gestion à long terme de déchets radioactifs.

# Annexe 1

## LISTE DES REUNIONS ET DES THEMES ABORDES

Thèmes	Intervenants	Dates
Inventaire national des déchets radioactifs	ANDRA	17 septembre 2003
Gestion des déchets miniers	COGEMA DPPR	17 septembre 2003
Gestion des déchets de graphite	EDF ANDRA	17 septembre 2003 4 juin 2004
Gestion des déchets radifères	ANDRA RHODIA	17 septembre 2003 4 juin 2004
Gestion des déchets tritiés	CEA ANDRA	15 mars 2004
Recherches menées au titre du chapitre II d IV du livre V du code de l'environnement	DGSNR	20 novembre 2003
Gestion des sources radioactives scellées usagées	DGSNR	20 novembre 2003 4 juin 2004
Gestion des déchets et effluents radioactifs en milieu hospitalier	AP-HP	19 janvier 2004
Gestion des déchets et effluents radioactifs de la recherche biomédicale	CEA ACRO AVENTIS Pharma laboratoire Pierre Fabre	15 mars 2004 4 juin 2004
Gestion des déchets et effluents à l'Institut de physique nucléaire d'Orsay	GSIN	15 mars 2004
Elimination des déchets à radioactivité naturelle renforcée	DPPR  Robin des Bois	19 janvier 2004  27 septembre 2004 1 <sup>er</sup> avril 2005
Projet d'arrêté pour la gestion des déchets et des effluents radioactifs hors INB	DGSNR	15 mars 2004
Campagnes de récupération des objets au radium à utilisation médicales	ANDRA	1 <sup>er</sup> avril 2005
Gestion des déchets des petits producteurs	ANDRA	11 janvier 2005
Réglementation générale en matière de déchets et de responsabilités associées	DPPR	15 mars 2004

## Annexe 2

### Personnes ayant participé à a minima une réunion du groupe de travail pour l'élaboration d'un plan national de gestion des déchets radioactifs et des matières valorisables

AGUILAR Jacques	DGSNR/SD1
AVÉROUS Hélène	DPPR
AVÉROUS Jérémie	DGSNR/SD3
BACLES Gérard	RHODIA
BARBERO René	GESI
BARBEY Pierre	A.C.R.O
BAUDOIN Patrick	DGSNR/SD3
BELOT Guillaume	DGSNR/SD1
BERANGER Véronique	ANDRA
BERGOT Dominique	DPPR
BERTRAND Dominique	DSND/DSR
BESNUS François	IRSN
BODENEZ Philippe	DGSNR/SD3
BONNEMAIS Jacky	Association Robin des Bois
BOSETTI Henri	Centre de recherche AVENTIS
BOUBOUTOU Romaine	Centre de recherche AVENTIS
BROMET Laurent	SARP Industries
BUTEZ Marc	CEA/DPA
CAILLETON Romain	DGSNR/SD3
CANVEL Alain	ANDRA
CARAMELLE Jean-René	Ressources
CARLIN François	Cis-Bio international
CHAPALAIN Estelle	DGSNR/SD3
CHARLES Thierry	IRSN
CONCHE Isabelle	TERIS
CROCHON Philippe	COGEMA
DECOBERT Véronique	COGEMA/D3S
DELPORTE Vincent	DGSNR/SD7
DEVEZEAUX Jean-Guy	COGEMA/BU-T/DPP
DROGOU Aurélie	DGSNR/SD3
DUPARAY Guillaume	Association des Maires de France
DURAND Alain	ANDRA
DURETZ Christian	IRSN
DUTHÉ Michel	DSND/DSR
DUTZER Michel	ANDRA
EMIEL Christophe	DPPR
ERRERA Josselin	EDF
FERON Fabien	DGSNR/SD1
FILLION Eric	COGEMA/D3S/IG
FOUCHET Jean-Paul	Ressources

FOUQUET Florence	DGEMP
FRABOULET Patrice	Hôpitaux de Paris- Salpêtrière
FROIS Bernard	Ministère de la Recherche
GAILLOCHET Philippe	OPECST
GARON Gérard	GESI
GAY Didier	DPPR
GODET Jean-Luc	DGSNR/SD7
GODIN Jean-Claude	Ressources
GRANGER Sylvain	EDF/Branche énergies
GREVOZ Arnaud	ANDRA
GUILLAUMONT Robert	CNE
HARANGER Didier	EDF/DPN
HERY Yves	CEA/DAM
ISNARD Robert	CEA/DSND
JOINDOT Thomas	DPPR
JORDA Michel	IRSN/DSDRE
JOSSET Mylène	A.C.R.O
JOZSA Alexandre	Hôpital Henri Mondor
LACHAUME Jean-Luc	DGSNR/DIR
LACOSTE André-Claude	DGSNR/DIR
LAMBOTTE Jacques	DGEMP
LATTAUD Christian	CEA/Valduc/DTMN
LECOMTE Catherine	CEA/DEN/DPA
LECRIQUE GELHAY Corinne	Centre de recherche Pierre Fabre
LECUYER Philippe	GESI
LEUDET Alain	CEA/ Cabinet du Haut-Commissaire
MANSOUX Hilaire	IRSN
MARCHAL Carole	DGSNR/SD7
MARIE Frédéric	MESR/DT
MARTIN Isabelle	SITA
MENECHAL Philippe	Hôpitaux de Paris- GH Necker
MERCIER Bertrand	CEA/DPSN
MERCIER Jacky	A.F.T.M.N
PALLARD B.	ANDRA
PALUT-LAURENT Odile	DGSNR/SD3
PAQUOT Alexandre	DPPR
PASCAL Marie-Thérèse	EDF/DIN/CIDEN
PERES Jean-Marc	IRSN/DEI/SARG
PERRIN Claude	FNADE
PITIOT Annick	CEA/DPSN
POCHON Etienne	CEA/DPA
PROUST Eric	CEA/DEN
PUSSIEUX Thierry	DT ministère de la recherche
RADECKI jj	COGEMA
RAIMBAULT Philippe	DGSNR/SD3
REGENT Alain	Cabinet du Haut commissaire
SENE Monique	GSIEN
STEPHAN Gwenola	Association des Maires de France
VAYR Denis	CEZUS
VIALA Michèle	IRSN
VIDAL Jean-Pierre	DGSNR/SD9
VINCENT Cyrille	DGEMP
WOWK Jean-Yves	GESI
ZASK Gilles	EDF/DIN

## Annexe 3

### Liste des abréviations

ACRO	Association pour le Contrôle de la Radioactivité de l'Ouest
AEN/OCDE	Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire
AIEA	Agence internationale de l'énergie atomique
ANDRA	Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs
ASN	Autorité de sûreté nucléaire
Bq	Becquerel
BRGM	Bureau de recherches géologiques et minières
CEA	Commissariat à l'énergie atomique
CET	Centre d'Enfouissement Technique
CIPR	Commission Internationale de Protection Radiologique
CIREA	Commission interministérielle des radioéléments artificiels
CLIS	Comité Local d'Information et de Suivi
CNE	Commission nationale d'évaluation
COGEMA	Compagnie générale des matières nucléaires
CSA	Centre de stockage de l'Aube
CSFMA	Centre de stockage de déchets de faible et moyenne activité
CSHPF	Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
CSTFA	Centre de stockage de déchets de très faible activité
DAS	Déchets issus des activités de soins
Déchets FA	Déchets de faible activité
Déchets FAVL	Déchets de faible activité à vie longue
Déchets FMHA	Déchets faiblement, moyennement, et hautement actifs
Déchets HA	Déchets de haute activité
Déchets MA	Déchets de moyenne activité
Déchets MAVC	Déchets de moyenne activité et à vie courte
Déchets MAVL	Déchets de moyenne activité et à vie longue
Déchets TFA	Déchets de très faible activité
DGEMP	Direction générale de l'énergie et des matières premières (du ministère chargé de l'industrie)
DGSNR	Direction générale de la sûreté nucléaire et de la radioprotection
DPPR	Direction de la prévention des pollutions et des risques (du ministère chargé de l'environnement)
DRIRE	Directions Régionales de l'Industrie de la Recherche et de l'Environnement
DRT	Direction des relations du travail (du ministère chargé du travail)
DSND	Délégué à la sûreté nucléaire et à la radioprotection pour les activités et installations intéressant la défense

DT	Direction de la technologie (du ministère chargé de la recherche)
EDF	Electricité de France
EPSCI	Etablissements publics à caractère scientifique, culturel et professionnel
EPST	Etablissements publics à caractère scientifique et technologique
GESI	Groupement des entreprises de sécurité incendie
GSIEN	Groupement des Scientifiques pour l'Information sur l'Energie Nucléaire
HPLC	Chromatographie en phase liquide à haute performance
ICPE	Installation(s) classée(s) pour la protection de l'environnement
IEER	<i>Institute for Energy and Environmental Research</i>
INB	Installation(s) nucléaire(s) de base
IPNO	Institut de physique nucléaire d'Orsay
IPSN	Institut de protection et de sûreté nucléaire
IRSN	Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire
LPNHE - X	Laboratoire de physique nucléaire des hautes énergies de l'École polytechnique
MID	Modèle d'Inventaire de Dimensionnement
MOX	<i>Mixed Oxide Fuel</i> - Combustible nucléaire à base d'oxydes d'uranium et de plutonium
mSv	Millisievert
OGM	Organisme génétiquement modifié
OPESCT	Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques
OPRI	Office de protection contre les rayonnements ionisants
PCB	Polychlorobiphényles
PNGDR-MV	Plan national de gestion des déchets radioactifs et des matières valorisables
SCPRI	Service central de protection contre les rayonnements ionisants
STEL	Station de traitement des effluents liquides
UNGG	Uranium naturel-graphite-gaz