

ASSEMBLÉE NATIONALE

SÉNAT

CONSTITUTION DU 4 OCTOBRE 1958

DEUXIÈME LÉGISLATURE

SESSION ORDINAIRE DE 1995-1996

Enregistré à la Présidence de l'Assemblée nationale
le 19 mars 1996

Annexe au procès-verbal
de la séance du 19 mars 1996

**OFFICE PARLEMENTAIRE D'ÉVALUATION
DES CHOIX SCIENTIFIQUES ET TECHNOLOGIQUES**

RAPPORT

sur

le contrôle de la sûreté et de la sécurité des installations nucléaires

par M. Claude BIRRAUX

Député

Tome 1 :

Conclusions du Rapporteur

Déposé sur le Bureau de l'Assemblée nationale
par M. Robert GALLEY,
Président de l'Office.

Déposé sur le Bureau du Sénat
par M. Henri REVOL,
Vice-Président de l'Office.

ASSEMBLÉE NATIONALE

Commission de la Production
et des Echanges

Le Président



RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

LIBERTÉ · ÉGALITÉ · FRATERNITÉ

Paris, le 10 janvier 1995

Monsieur le Président,

Dans sa réunion du 10 janvier 1995, la Commission de la Production et des Echanges a décidé de saisir l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques sur :

- les progrès et obstacles rencontrés dans la gestion des déchets faiblement et très faiblement radioactifs ;
- les bases scientifiques de la révision des normes et recommandations fondamentales en matière de radioprotection ;
- le contrôle de l'exposition professionnelle dans les installations nucléaires — en particulier lors de la maintenance — et l'impact potentiel des nouvelles recommandations de la CIPR ;
- l'information du public sur les effets sanitaires des faibles doses ;
- l'approfondissement des premiers résultats obtenus sur les effluents des installations nucléaires ;
- plus généralement : tout problème touchant au contrôle de la sûreté et de la sécurité des installations nucléaires.

Je vous prie de croire, Monsieur le Président, à l'assurance de mes sentiments les meilleurs.



François-Michel GONNOT
Député de l'Oise

Monsieur Jacques MOSSION
Président de l'Office parlementaire d'évaluation
des choix scientifiques et technologiques

*"Ce que tu ne sais pas, ne prétends pas le faire.
Instruis-toi : tout s'accorde à la constance, au temps"*

Pythagore

Les Vers dorés

AVANT-PROPOS

La Commission de la Production et des Échanges a souhaité, par courrier de son président François-Michel GONNOT, saisir l'Office parlementaire d'Évaluation des choix scientifiques et technologiques du dossier Sûreté et Sécurité nucléaire. Le rapport initié en 1990 peut ainsi se poursuivre en 1995.

Cette saisine de l'Office parlementaire par la Commission de la Production et des Échanges est dans la logique qui avait conduit cette commission à proposer un amendement au projet de loi sur les risques (en 1987) confiant à l'Office une mission permanente sur la sûreté et la sécurité nucléaire.

D'autre part, cette saisine par une commission permanente montre l'intérêt que porte le Parlement au travail de l'une de ses délégations. Ceci est nouveau, car j'avais jusqu'alors l'impression que ces travaux étaient mieux connus à l'extérieur de l'institution parlementaire.

Je remercie la Commission de la Production et des Échanges et particulièrement son président, François-Michel GONNOT, de leur initiative et de leur intérêt. Les collègues membres de l'Office ont bien voulu me renouveler leur confiance et je les en remercie également.

Lorsque je considère les thèmes étudiés dans ce rapport - la gestion des déchets TFA et la révision des normes de radioprotection - je constate qu'ils s'insèrent dans une double logique :

- une logique événementielle et temporelle, puisque l'an dernier j'avais étudié les problèmes liés au démantèlement, qui débouchent obligatoirement sur la gestion des déchets TFA ;
- une logique scientifique, politique et prospective, répondant à la vocation essentielle de l'Office parlementaire : éclairer les choix technologiques du futur, en amont des décisions politiques. Ceci est vrai pour la gestion des déchets TFA, qui deviendra opérante à grande échelle avec le démantèlement. Ceci est vrai pour la réhabilitation des sites miniers, qui sont en cours de fermeture aujourd'hui. Ceci est vrai pour les normes de radioprotection, où le gouvernement a accepté que les recommandations de la CIPR 60 soient

traduites dans une directive européenne à laquelle le Parlement devra bien s'intéresser un jour.

Les thèmes abordés sont à la fois des thèmes d'actualité et d'avenir. J'en veux pour preuve la réaction de mes interlocuteurs américains. Nombreux sont ceux qui, après avoir écouté mes propos introductifs et mes questions sur leur expérience et leur perception des choses, me répondaient par une question en retour : qu'en pensez-vous en France ? quelle est votre politique ?

Le travail de l'Office parlementaire est reconnu bien au delà des enceintes du Palais Bourbon et du Palais du Luxembourg, ce qui vaut à votre rapporteur de participer à diverses manifestations nationales ou internationales :

- une conférence sur « Science et Démocratie » donnée devant les membres du groupe régional Rhône-Loire de la SFEN (Lyon, 9 mars 1995) ;
- une communication sur « Parlements et Evaluation scientifique » lors de la conférence organisée par le Conseil de l'Europe sur la Coopération scientifique et technique avec les pays d'Europe centrale et orientale (Prague, 5 et 6 juin 1995) ;
- une rencontre avec une délégation parlementaire ukrainienne, sur les problèmes d'organisation de la sûreté nucléaire et l'expérience de l'Office (Paris, 13 juin 1995) ;
- une intervention lors de la séance de clôture de la Conférence internationale Global 95 (Versailles, 14 septembre 1995) ;
- une rencontre avec des cadres du CEA en stage de formation, sur le rôle de l'Office parlementaire et son expérience dans le nucléaire (Paris, 19 octobre 1995) ;
- une rencontre avec une délégation parlementaire indonésienne, sur l'expérience de l'Office dans le domaine nucléaire (Paris, 24 octobre 1995) ;
- une communication sur « les effluents radioactifs » lors de la journée « Défense civile » organisée par le Haut Comité pour la Défense civile (Sénat, 6 novembre 1995).

Mon programme d'études m'a conduit cette année en France sur les sites : du CEA à Saclay, de COGEMA dans le Limousin, de STMI, IPSN, FBFC, COGEMA à Tricastin. A l'étranger :

- au Gabon sur le site minier de Mounana, exploité par la COMUF, filiale de COGEMA ;
- en Afrique du Sud sur le site minier de *Western Areas Gold Mining* et à la centrale nucléaire de Koeberg ;

- aux États-Unis sur les sites miniers de COGEMA au Wyoming, ainsi qu'à Los Alamos et sur le site réhabilité d'Ambrosia Lake (Nouveau Mexique) ;
- en République Fédérale d'Allemagne, près de Chemnitz (ex RDA) sur divers sites miniers de WISMUT.

J'ai consacré à ces rencontres sur le terrain, ou en auditions à l'Office, l'équivalent de 27 jours à temps plein, compte non tenu des délais de transport.

Ce sont quelque 205 personnes qui ont bien voulu consacrer un peu de temps pour me rencontrer et nourrir mon information et ma réflexion.

Les auditions publiques ouvertes à la presse, et dont le procès-verbal intégral est publié, ont été une innovation introduite par l'Office dans le travail parlementaire. Leur succès va grandissant, vu le nombre et la qualité des participants. Ce sont plus de 250 personnes qui ont participé aux auditions publiques :

- le 16 novembre sur la gestion des déchets TFA et des résidus miniers ;
- le 23 novembre sur la révision des normes de radioprotection. Lors de cette dernière audition, le Professeur Roger CLARKE, président de la CIPR, a présenté les bases scientifiques de la révision des normes qui ont conduit à la CIPR 60. L'Académie des Sciences a rendu public le rapport que le gouvernement lui avait commandé en juillet 1994. J'ai bien conscience que ce jour-là, une étape a été franchie dans le processus initié par l'Office parlementaire. Aller chercher à la source l'information scientifique, organiser une confrontation publique de protagonistes aussi prestigieux était un pari risqué. La haute teneur des échanges, la bonne maîtrise des débats, ont montré la capacité de l'Office parlementaire à assumer avec succès ce pari audacieux.

Dans une démarche scientifique, l'Office parlementaire a voulu aller plus loin, plus loin dans la connaissance scientifique, plus loin dans l'organisation du débat, plus loin dans l'éclairage à donner au Parlement. L'Office a prouvé une fois encore qu'il est, dans ce pays, l'un des rares lieux où peuvent se dérouler les débats sur le nucléaire, même les plus ardu.

La capacité à organiser des débats difficiles ne suffit pas au contentement de votre rapporteur, en ces temps où nombre de parlementaires se posent des questions existentielles.

Grâce à l'action et aux propositions de l'Office, les choses bougent. L'an dernier, je vous annonçais la mise en place du Bureau de Radioprotection au Ministère de la Santé. Il est composé aujourd'hui d'une dizaine de personnes. Le Professeur GIRARD, directeur de la DGS, m'annonce la mise en place de groupes permanents d'experts, comme à la DSIN, par la création d'une section « Radioprotection » au Conseil supérieur d'Hygiène publique de France. Cela a pris du temps et il a fallu ramer à contre-courant, car l'organisation que je proposais n'était pas celle répondant aux schémas traditionnels de l'Administration de la Santé. J'en remercie d'autant plus la DGS et le Pr. GIRARD que je n'ai pas toujours été tendre avec eux ! Aujourd'hui que le Ministère de la Santé se

trouve réimpliqué dans le domaine de la radioprotection, il me paraît opportun que le Ministère du Travail vienne épauler celui de la Santé. Mais je crois savoir que le mouvement est déjà lancé...

Suite au rapport de l'an dernier, la DSIN a repris en 1995 l'idée que j'avais avancée pour un démantèlement accéléré de Brennilis.

Enfin, dernier exemple, l'une de mes recommandations concernant les transports de matières nucléaires vient d'être satisfaite par l'IPSN : l'édition d'un tiré à part regroupant l'ensemble des dispositions réglementaires.

Ce ne sont que quelques exemples récents qui démontrent l'action positive exercée par l'Office parlementaire.

Plus que jamais attaché à l'indépendance de notre institution, je peux vous affirmer que la passion et la détermination qui m'animent sont intactes, pour le service du Parlement et pour faire progresser un peu la démocratie.

TABLE DES MATIERES

CHAPITRE I

Les fondements scientifiques de la révision des normes de radioprotection	15
A. La détermination du risque radiologique est une entreprise délicate	16
1. Les risques causés par l'exposition aux rayonnements ionisants sont « déterministes » ou « stochastiques »	16
1.1 Rayonnements ionisants et agression cellulaire	16
1.2 Effets déterministes, effets stochastiques et conséquences pour la protection radiologique	18
1.2.1 Les effets déterministes	18
1.2.2 Les effets stochastiques	20
2. Les études épidémiologiques sont la principale source de quantification du risque	22
2.1 Les études épidémiologiques sont d'un intérêt essentiel pour l'estimation quantitative des effets des rayonnements ionisants	22
2.1.1 Qu'est-ce qu'une étude épidémiologique ?	22
2.1.2 Les deux méthodes de base de l'épidémiologie	24
2.1.3 Quelques questions d'importance pour la qualité des études épidémiologiques	25
2.2 L'investigation épidémiologique des effets de faibles doses est impuissante à déterminer des facteurs de risque utilisables	28
2.2.1 La puissance statistique des études épidémiologiques est insuffisante aux faibles doses	28
2.2.2 Une puissance statistique insuffisante va de pair avec des déterminations peu précises des coefficients de risque	31
3. La détermination du risque radiologique pour les besoins de la radioprotection ne peut se faire que de façon dérivée	33
3.1 L'évaluation à partir des études « fortes doses et/ou forts débits » nécessite un faisceau complexe d'hypothèses	34
3.1.1 L'étude des survivants d'Hiroshima-Nagasaki occupe une place privilégiée	34
3.1.2 L'extrapolation vers les faibles doses/faibles débits de dose est une étape critique de l'analyse	37
3.2 Les études de biologie fondamentale fournissent des indications intéressantes pour l'évaluation des effets des faibles doses	41
3.2.1 Les mécanismes moléculaires et biologiques de l'induction des cancers sont aujourd'hui mieux compris	41
3.2.2 Les apports de la biologie fondamentale à l'évaluation quantitative du risque radiologique restent cependant difficiles à interpréter	47
B. La réévaluation des coefficients de risque par l'UNSCEAR en 1988 a justifié la révision des recommandations de la CIPR	50
1. Les travaux de la CIPR s'appuient largement sur ceux de l'UNSCEAR	50
1.1 Les travaux de l'UNSCEAR sont l'expression privilégiée du consensus scientifique international	50

1.1.1 L'UNSCEAR est le mandataire de l'Organisation des Nations Unies	50
1.1.2 Les rapports successifs de l'UNSCEAR retracent les progrès continus dans la connaissance des effets des rayonnements ionisants.....	52
1.2. La CIPR développe également ses propres estimations de risque.....	56
1.2.1 La CIPR est une organisation non gouvernementale.....	56
1.2.2 La CIPR a développé le concept de « détriment »	58
1.2.3 La CIPR a procédé à diverses évaluations du risque « vie entière »	59
2. Le rapport de l'UNSCEAR de 1988 a modifié les références de jugement de la CIPR.....	60
2.1 Les progrès scientifiques entre 1977 et 1988 ont provoqué la réévaluation des facteurs de risque par l'UNSCEAR.....	60
2.1.1 Le progrès scientifique a d'abord résulté de l'amélioration des connaissances factuelles	61
2.1.2 Le progrès scientifique a également résulté d'une plus grande rigueur dans l'analyse des données de base	65
2.1.3 L'UNSCEAR a proposé des fourchettes plutôt que des valeurs.....	68
2.2 Certains choix de la CIPR peuvent être discutés mais ne sont pas illégitimes	69
2.2.1 La CIPR s'appuie sur la science et s'inspire de la prudence.....	69
2.2.2 Les années récentes ont confirmé des tendances déjà perceptibles en 1988	70
2.2.3 Ces évolutions ne semblent pas susceptibles de provoquer aujourd'hui une remise en cause radicale des estimations faites par l'UNSCEAR et la CIPR	82
C. Le système proposé par la CIPR résistera sans mal aux évolutions scientifiques à venir.....	84
1. Les limites de dose recommandées dans la CIPR 60 gèrent le risque radiologique de façon moins rigoureuse que dans la CIPR 26	85
1.1 La limite « travailleurs » ne fait plus référence aux industries les plus sûres	85
1.1.1 En 1977 la CIPR 26 fondait son approche comparative sur une base ferme	86
1.1.2 Les points de comparaison sont beaucoup plus « brouillés » dans la CIPR 60.....	87
1.2 La limite de dose pour le public n'a pas été diminuée entre 1977 et 1990	89
1.2.1 La limite de dose recommandée pour le public est fixée à 1 mSv par an depuis 1977.....	90
1.2.2 La CIPR a également changé de point de référence pour déterminer la limite applicable au public en 1990.....	91
1.3 L'Académie des sciences a été confrontée à des problèmes similaires en proposant une limite vie entière de 1 Sv pour les travailleurs	92
2. La CIPR 60 a introduit un véritable système de protection radiologique	94
2.1 La protection radiologique commence d'abord par la maîtrise des sources du rayonnement	94
2.2.1 La CIPR 60 a renforcé le statut des principes de justification et d'optimisation.....	94
2.2.2 La CIPR 60 a largement étendu le champ de son application	96
2.2 La limite de dose n'a plus désormais que la portée résiduelle d'un garde-fou ultime.....	97
2.2.1 La notion de limite s'est enrichie et restreinte à la fois.....	97
2.2.2 Cette évolution doit amener à une redéfinition profonde des modes de fonctionnement des autorités de radioprotection.....	98
 CHAPITRE II	
La gestion des déchets nucléaires de très faible activité.....	103
A. La mise en place d'un cadre national pour la gestion des déchets TFA progresse peu à peu	104
1. Certains paramètres techniques se clarifient progressivement.....	104
1.1 Les industriels du nucléaire connaissent mieux les modes de production de leurs déchets TFA	104
1.1.1 La centrale nucléaire du Blayais, site pilote pour EDF.....	104
1.1.2 Les modes provisoires de gestion des déchets au CEA (centre de Saclay)	108
1.2 Les concepts de stockage commencent à être sérieusement défrichés	111

1.2.1 Le concept de stockage pour les déchets TFA.....	111
1.2.2 Le concept de stockage pour les déchets radifères	116
2. Le processus initié par la DSIN doit désormais prendre un nouveau cours.....	120
2.1 Les discussions entamées sous l'égide de la DSIN visaient à clarifier le contexte et les perspectives réglementaires	120
2.1.1 Les discussions ont été organisées de manière relativement informelle.....	120
2.1.2 Les « objets » de la future réglementation des déchets TFA restent pour le moment encore assez flous.....	122
2.2 Le processus devrait désormais conjuguer l'innovation et le retour à un schéma plus conforme à la tradition du contrôle de la sûreté.....	125
2.2.1 La DSIN devra préserver l'autonomie et l'indépendance de son jugement pour l'avenir	126
2.2.2 L'enjeu plutôt limité des déchets TFA devrait inciter à rechercher les moyens d'une plus grande participation des intervenants extérieurs	127
B. La politique des déchets TFA devra encore s'affiner avec l'expérience.....	133
1. Certains principes préconisés par la DSIN devront être rapidement précisés.....	133
1.1 La gestion des déchets TFA contribue à la cohérence globale de la gestion de ses résidus par l'industrie nucléaire	133
1.1.1 La même rigueur doit être appliquée à tous les résidus des installations nucléaires.....	134
1.1.2 L'importance qu'il faudra accorder à l'impact sanitaire dans le processus de décision doit être sérieusement étudiée	136
1.2 La tentation du seuil n'est certainement pas définitivement éradiquée.....	138
1.2.1 Certains discours montrent que le seuil reste un concept attrayant	138
1.2.2 La notion de seuil pourrait réapparaître derrière quelques difficultés sensibles dans le système en cours de définition	142
2. L'articulation de tous les éléments du système restera une entreprise délicate.....	146
2.1 L'ANDRA devra gérer finement sa légitimité.....	146
2.1.1 La légitimité de l'ANDRA a pu être discutée en matière de stockage	146
2.1.2 L'implication de l'ANDRA plus en amont vers la production des déchets suscitera certainement des tensions.....	148
2.2 La cohérence du système devra résister à certains vents contraires	149
2.2.1 Les déchets TFA diffus devraient croître en importance dans les années qui viennent.....	149
2.2.2 L'ouverture européenne complique la cohérence du dispositif prôné par la DSIN	152

CHAPITRE III

La gestion des résidus issus de l'extraction et du traitement des minerais d'uranium

A. La maîtrise à moyen terme des risques sanitaires semble devoir être convenablement assurée.....	156
1. L'évaluation de l'impact sanitaire des résidus apparaît soulever des difficultés gênantes	156
1.1 L'extraction et le traitement de l'uranium génèrent des résidus variés	156
1.1.1 Les mines génèrent des stériles... et du radon	156
1.1.2 Les installations de traitement génèrent des blocs, des sables et des boues	160
1.2.3 La lixiviation <i>in situ</i> ne génère que très peu de résidus solides	161
1.2 L'impact sanitaire des résidus miniers est difficile à évaluer.....	163
1.2.1 Les résidus sont la principale source artificielle d'exposition aux rayonnements due à l'utilisation de l'énergie nucléaire	163
1.2.2 Les règles visant à déterminer l'impact sanitaire à des fins réglementaires sont à plusieurs étages.....	168
1.2.3 L'existence de ces règles laisse cependant subsister plusieurs difficultés sérieuses	171
1.3 La détermination de l'exposition ajoutée laisse la porte ouverte à de vives polémiques.....	173

2. La maîtrise radiologique des sites réaménagés paraît pouvoir être raisonnablement assurée à moyen terme.....	175
2.1 Les travaux de réaménagement doivent prendre en compte dès aujourd'hui les recommandations de la CIPR 60	175
2.1.1 Les limites de dose au public recommandées par la CIPR 60 s'imposent aujourd'hui comme la référence naturelle des réaménagements.....	175
2.1.2 Les possibilités de souplesse offertes par la CIPR 60 devront être utilisées à bon escient	177
2.2 Les méthodes de réaménagement ont un caractère quasi universel	180
2.2.1 Les travaux miniers souterrains sont « mis en sécurité »	180
2.2.2 Les mines à ciel ouvert ont vocation à être réutilisées	181
2.2.3 Les bassins de stockage des résidus reçoivent une couverture protectrice	185
2.2.4 Les bassins de stockage des résidus recueillent les débris des usines de traitement démantelées.....	190
B. L'acceptabilité des solutions retenues requiert de plus amples efforts partagés	192
1. Des assurances raisonnables doivent être recherchées sur le plus long terme.....	192
1.1 Un confinement adéquat des radionucléides est le critère majeur de la performance	192
1.1.1 La qualité du confinement dans les stockages actuels de résidus suscite des inquiétudes pas toujours injustifiées.....	193
1.1.2 Le noyage des mines peut provoquer des pollutions <i>a priori</i> temporaires.....	195
1.1.3 La meilleure connaissance du comportement de la source permettra peut-être de borner l'horizon temporel du traitement des eaux.....	198
1.2 Il faut s'efforcer de mettre en place les garanties d'une protection pérenne.....	201
1.2.1 Les travaux actuels ont-ils une « espérance de vie » suffisante ?	201
1.2.2 Faut-il envisager de reprendre les résidus ?	204
1.2.3 Comment assurer le contrôle institutionnel des sites de stockages dans le long terme ?	206
2. L'autorité de l'État devrait ajuster les conditions de son intervention	210
2.1 Un contexte très conflictuel en Limousin.....	210
2.1.1 La FLEPNA : un contentieux de 20 ans avec Cogema	210
2.1.2 Des inquiétudes très vives sur le réaménagement des sites en cours aujourd'hui	213
2.2 Un renforcement réglementaire apparaît peu opportun, mais quelques aménagements sont envisageables	215
2.2.1 Les procédures sont nombreuses et plutôt contraignantes	215
2.2.2 Quelques aménagements mineurs pourraient être introduits	219
2.2.3 L'autorité administrative doit se forger une doctrine en matière de réaménagement	227
2.3 Comment retrouver une légitimité pour l'action de l'État ?	231
2.3.1 Ouvrir l'expertise de contrôle	231
2.3.2 Développer et renforcer les lieux de débat	233
2.3.3 Convaincre qu'il y a un arbitre impartial en dernier recours	237
Chapitre IV	
La gestion des effluents au CEA	241
A. Les effluents radioactifs au centre d'études nucléaires de Saclay.....	241
1. Le CBN Saclay, producteur d'effluents radioactifs	241
1.1 Saclay, pôle de recherche pour le CEA	241
1.2 Les producteurs d'effluents à Saclay	243
1.3 Des effluents encadrés par deux arrêtés du 21 novembre 1978	244
1.3.1 Le texte.....	244
1.3.2 ... et l'explication de texte.....	245
2. La gestion des effluents sur le centre de Saclay	247
2.1 Une organisation clairement définie.....	247
2.1.1 Les lignes de responsabilités sont tracées.....	247

2.1.2 Le retour d'expérience a ses propres circuits	248
2.2 Le cycle de vie des effluents	249
2.2.1 Les modes de gestion des effluents liquides	249
2.2.2 Fonctionnement de la station et contrôle des rejets	252
2.2.3 Les rejets effectifs du centre de Saclay	254
3. Le contrôle de la sûreté et de la sécurité	256
3.1 Le contrôle exercé sur les installations	256
3.1.1 Les incidents survenus sur la STE de Saclay	256
3.1.2 Les manifestations du contrôle	258
3.2 Le contrôle sur l'environnement	259
3.2.1 Le contrôle réglementaire effectué par l'exploitant	259
3.2.2 La surveillance de l'environnement exercée par l'OPRI	261
B. Les chantiers du progrès sur les centres du CEA	264
1. Un diagnostic assez sévère sur le fonctionnement général des stations de déchets solides et liquides	264
2. Un besoin réel de remise à niveau	265
2.1 La spécialisation des unités de traitement	265
2.2 La modernisation technique	266
RECOMMANDATIONS	269
EXAMEN ET ADOPTION DU RAPPORT PAR L'OFFICE PARLEMENTAIRE	275
PERSONNALITÉS RENCONTRÉES OU CONTACTÉES	279

CHAPITRE I

LES FONDEMENTS SCIENTIFIQUES DE LA REVISION DES NORMES DE RADIOPROTECTION

*"Les rayonnements ionisants doivent être traités avec attention
plutôt qu'avec crainte et les risques associés devraient être mis en
perspective avec d'autres risques"*

Commission internationale de Protection radiologique
CIPR 60, 1991

Ce n'est pas sans une certaine appréhension que j'entame ici un chapitre central de mon rapport pour 1995. J'ai en effet le sentiment de franchir ainsi une étape dans la démarche qui, de l'année 1990 où j'avais étudié essentiellement l'organisation du système français de contrôle de la sûreté et de la sécurité des installations nucléaires, m'a progressivement conduit à défricher des domaines de plus en plus variés autour de ce thème primordial du « contrôle ».

Plutôt qu'une institution, un processus ou des procédures, on me demande aujourd'hui de présenter et d'expliquer les fondements scientifiques de la révision des normes de radioprotection : révision passée des « quasi normes » que sont les recommandations publiées à intervalles réguliers par la Commission internationale de Protection radiologique, révision en cours des normes échafaudées sous l'égide de l'Union européenne, les secondes étant la conséquence plus ou moins directe des premières. Au plan strictement scientifique, c'est surtout sur les recommandations de la CIPR — et leurs justifications sous-jacentes — qu'il convient de porter les efforts. Rude tâche qui m'est impartie !

Non pas que le sujet soit en lui-même inintéressant, tout au contraire... Comment pourrait être inintéressant un débat qui — m'a-t-on dit — mobilise les énergies de la communauté scientifique depuis bientôt quarante ans ? Mais pour la première fois en fait il me faut discuter d'arguments proprement scientifiques, au moins dans un premier temps, sur lesquels se sont exprimées des institutions aussi prestigieuses que les Académies des Sciences française et américaine.

Est-ce bien la place du politique que de se mêler de ces discussions souvent byzantines, tournant parfois à l'argutie ? Plutôt sceptique au début de mes investigations,

j'en suis de plus en plus convaincu désormais, non pas pour trancher sur le fond mais pour exercer pleinement la fonction de contrôle dévolue au Parlement. J'expliquais dans un précédent rapport combien il était naturel que l'Office s'intéresse au dossier spécifique des travailleurs précaires de l'industrie nucléaire. Ce sont les mêmes considérations, abordées cependant bien plus en amont, qui me font aujourd'hui penser que l'intervention de l'Office parlementaire sur la question de la révision des normes de radioprotection est tout sauf illégitime.

Cependant cette légitimité ne pourra être reconnue que si je m'attache à préserver l'une des règles de conduite que je me suis fixées dès les débuts de ma mission : ne pas empiéter sur les compétences des autres, mais rester strictement à ma place. Qu'on ne s'attende donc pas à trouver ici de vastes développements théoriques sur la meilleure méthode pour évaluer le risque, ou bien des analyses fouillées de telle ou telle étude. Ni les uns ni les autres ne sont de la compétence — à tous les sens du terme — du rapporteur de l'Office parlementaire. Je souhaite simplement rappeler les éléments essentiels des débats, les lieux de connaissance et les zones d'incertitude, tout en conservant la possibilité d'émettre mes propres jugements. Les lecteurs avertis ne manqueront pas de relever les approximations et raccourcis inévitables qui parsèment le discours de l'amateur ; les novices pourront au contraire lui reprocher une trop grande complexité... C'est la loi d'un genre auquel je sacrifie bien volontiers.

A. LA DETERMINATION DU RISQUE RADIOLOGIQUE EST UNE ENTREPRISE

DELICATE

1. LES RISQUES CAUSES PAR L'EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS IONISANTS SONT « DETERMINISTES » OU « STOCHASTIQUES »

Il me paraît utile de commencer mon propos en rappelant brièvement que les conséquences biologiques et sanitaires des rayonnements ionisants se séparent en deux grandes catégories. La distinction entre ces catégories résulte non seulement des pathologies impliquées mais aussi (j'allais dire *surtout*) de leur mode d'apparition.

1.1 Rayonnements ionisants et agression cellulaire

Dès après la découverte des rayons X par le physicien W. RÖNTGEN en 1895 et celle du radium par M. CURIE en 1898, les explorateurs de ces nouveaux champs d'investigations scientifiques mirent en évidence divers effets biologiques des rayonnements. Furent ainsi signalés : 4 mois après la découverte de RÖNTGEN, les premiers dommages infligés à la peau (radiodermite), sur la personne même de RÖNTGEN ; en 1902 le premier cancer radioinduit ; quelques années après, des effets sur les descendants de plantes ou d'animaux dont les tissus germinaux avaient été exposés.

Les études relatives aux effets des rayonnements ionisants acquièrent une nouvelle impulsion après la découverte de la fission nucléaire et les usages, civils ou militaires, qui devaient en découler.

Sont qualifiés de « ionisants » des rayonnements de nature différente mais qui ont des comportements similaires à l'occasion de leur interaction avec la matière. Il s'agit pour l'essentiel :

- de particules matérielles portant une charge électrique : protons, noyaux d'hélium (rayonnement α), électrons (rayonnement β), ions lourds ;
- de particules matérielles non chargées : neutrons ;
- de particules non matérielles, de même nature que la lumière : rayonnement γ , rayons X.

Lorsqu'ils traversent la matière, par exemple un tissu humain, les rayonnements ionisants perdent progressivement leur énergie par une série de chocs contre les atomes du milieu considéré ou des phénomènes équivalents. S'ils mettent en jeu suffisamment d'énergie, ces chocs peuvent ioniser les atomes du milieu récepteur, c'est-à-dire arracher un électron à l'atome impliqué dans le choc. Dans certains cas la particule ionisante peut arracher plutôt un proton au noyau de l'atome impliqué dans le choc.

Il se crée ainsi tout au long de la trajectoire du rayonnement initial, de façon aléatoire au gré des chocs successifs, une série d' « événements ionisants » qui peuvent d'ailleurs eux-mêmes provoquer de nouvelles ionisations.

Ces transferts d'énergie donnent naissance à d'autres processus physico-chimiques, en particulier la création de *radicaux libres*, espèces chimiques très réactives ⁽¹⁾. Ces radicaux libres peuvent se déplacer rapidement dans le milieu à une certaine distance de l'endroit où ils sont apparus. Ils réagissent facilement avec les molécules composant le milieu ambiant avant d'être « désactivés » ⁽²⁾. Les changements apportés à la nature, la structure ou l'arrangement collectif des molécules ayant réagi avec les radicaux constituent la conséquence biochimique principale de l'exposition au rayonnement.

Ce sont ces changements qui ont un intérêt particulier dans les cellules, donc les tissus des organismes vivants. Suivant que les molécules modifiées ont une fonction critique pour la vie ou le fonctionnement correct des cellules concernées, l'exposition au rayonnement peut avoir, à plus ou moins long terme, des effets détectables sur l'individu exposé.

¹ Une liaison chimique entre deux atomes résulte de la mise en commun de deux électrons apportés chacun par un des atomes. Provoquée par un événement extérieur, la rupture d'une liaison chimique peut se faire de façon symétrique et laisser ainsi sur chaque fragment séparé l'un des électrons antérieurement mis en commun. Un radical libre peut être défini de façon approximative comme une molécule incomplète, un fragment de molécule, résultant généralement d'une rupture symétrique dans cette molécule ; le radical libre dispose ainsi d'un électron disponible pour former une liaison chimique avec toute autre espèce passant à proximité. C'est la raison de sa très grande réactivité chimique. Par exemple, dans une molécule d'eau (un atome d'oxygène lié à deux atomes d'hydrogène : H—O—H), une liaison oxygène-hydrogène peut être rompue de façon symétrique pour donner naissance à deux radicaux libres : radical hydrogène H^{*} et radical hydroxyle ^{*}O—H. Dans le radical hydrogène l'unique électron de l'atome d'hydrogène est disponible pour former une nouvelle liaison chimique ; dans le radical hydroxyle, un électron est également disponible sur l'atome d'oxygène pour former une nouvelle liaison chimique.

² La « désactivation » provient de la réaction entre deux radicaux libres. Dans l'exemple précédent, si les hasards de la vie ne les ont pas trop éloignés et s'ils n'ont pas réagi entre temps avec d'autres espèces chimiques, les deux radicaux H^{*} et ^{*}OH peuvent se recombiner pour redonner une molécule d'eau.

1.2 Effets déterministes, effets stochastiques et conséquences pour la protection radiologique

Un premier critère de classification des effets des rayonnements tient naturellement à la détermination de la personne susceptible de les subir : les effets somatiques concernent l'individu exposé lui-même ; les effets foeto-embryonnaires concernent le produit de la conception *in utero* ; les effets génétiques concernent la descendance de l'individu exposé.

Cependant, pour les besoins de la radioprotection, il est plus pertinent d'établir une distinction entre des effets dits « déterministes » et des effets dits « stochastiques ».

1.2.1 Les effets déterministes

Les effets déterministes résultent, au niveau cellulaire, de la létalité de nombreuses cellules exposées à des doses de rayonnement suffisamment fortes. Le dépôt d'énergie dans une cellule traversée par un rayonnement ionisant est un phénomène essentiellement aléatoire. Il se peut que ce dépôt soit suffisamment important et se fasse dans des conditions telles (impact sur des zones particulièrement critiques, par exemple) que la cellule meure. Si la létalité cellulaire reste faible, la capacité fonctionnelle du tissu n'est pas affectée : les cellules subsistantes peuvent après une série de divisions reconstituer l'ensemble du tissu. Si en revanche la létalité cellulaire devient substantielle, des changements tissulaires peuvent devenir détectables et la fonction du tissu se dégrader voire disparaître. L'état pathologique s'installe.

Pour qu'apparaisse ce genre de dommages tissulaires, il est nécessaire qu'un nombre donné de cellules soit détruit. On peut, pour chaque individu, mettre en évidence une dose à l'organe considéré au-dessous de laquelle aucun dommage n'apparaît jamais et au-dessus de laquelle le dommage apparaît. Par ailleurs, au-delà de cette dose-seuil, la gravité du dommage augmente avec la dose reçue puisque la létalité cellulaire s'accroît elle aussi.

Au niveau d'une population déterminée, les légères différences de sensibilité entre les divers individus font qu'il n'existe pas de seuil unique au-dessous duquel toutes les personnes seraient saines et au-dessus duquel toutes manifesteraient un état pathologique. Il existe en revanche une fourchette étroite de dose au-dessous de laquelle on est sûr qu'aucune personne ne développera d'état pathologique et au-dessus de laquelle toute la population exposée sera affectée. A l'extérieur de cette étroite fourchette, il est donc possible de prévoir avec une totale certitude la conséquence d'une exposition aux rayonnements pour la fonction tissulaire ou organique concernée.

Il est ainsi possible de montrer que les organes les plus sensibles sont les gonades, le cristallin et la moëlle osseuse, mais la peau est également le siège d'effets déterministes :

- le seuil pour une stérilité masculine temporaire est de 0,15 Gray ; il est compris entre 3,5 et 6 Gy pour une stérilité masculine définitive ;

- pour les femmes le seuil de stérilité (définitive) est compris entre 2,5 et 6 Gy, les femmes approchant de la ménopause étant plus sensibles ;
- pour le cristallin, le seuil d'apparition d'opacités détectables résultant en des troubles de la vision est de 2-10 Gy pour des rayonnements faiblement ionisants, de 1-2 Gray pour des rayonnements fortement ionisants ;

Les grandeurs utilisées dans l'étude des effets des rayonnements ionisants

Comme toute science, l'étude des effets des rayonnements ionisants a son langage et ses codes, parfois abscons, souvent difficiles. Mais c'est le gage de la rigueur et d'une expression universelle et univoque. C'est pourquoi je tiens à rappeler ici quelques définitions fondamentales :

- la grandeur première est la *dose absorbée*, quantité d'énergie absorbée par kilogramme de matière soumise au rayonnement ionisant ; son unité courante est le Gray (abréviation : Gy) ; la dose absorbée mesure l'effet physique brut du rayonnement sur la matière ;
- la *dose équivalente* prend en compte les différences d'efficacité entre les divers types de rayonnements ; elle est le produit de la dose absorbée par un facteur de pondération dépendant du rayonnement considéré ; son unité courante est le Sievert (Sv) ; la dose équivalente mesure l'effet biologique du rayonnement sur un tissu déterminé ;
- la *dose efficace* prend en compte à la fois la qualité du rayonnement et les différences de sensibilité entre les tissus ; elle est le produit de la dose équivalente par un facteur de pondération dépendant du tissu exposé ; son unité courante est également le Sv ; la dose efficace permet de déterminer une mesure de l'effet global sur l'individu causé par des expositions non uniformes entre différents organes ou tissus ;

En toute rigueur il faudrait à chaque fois que l'on parle de "dose" préciser lequel de ces trois indicateurs on entend évoquer. Dans la pratique c'est rarement le cas et il faut alors se reporter au contexte du discours.

Les concepts de dose absorbée, dose équivalente et dose efficace doivent être complétés par celui de *débit de dose*, qui comme les autres « débits » rencontrés dans la vie courante, rapporte la dose considérée à l'unité de temps.

- lorsque des radionucléides sont inhalés ou ingérés par un individu, ils délivreront une dose non seulement à l'instant où l'événement se produit mais aussi pendant toute la durée de rétention dans l'organisme ; les concepts de *dose équivalente engagée* et *dose efficace engagée* prennent en compte cet étalement de la dose dans le temps et mesurent la dose totale qui sera reçue par l'individu dans le futur à partir de l'instant de l'inhalation ou de l'ingestion ;
- enfin, lorsque des groupes de populations de caractéristiques similaires sont exposés à des rayonnements, il peut être pertinent d'utiliser la *dose collective* (équivalente ou efficace), somme des doses reçues par l'ensemble des individus formant la population exposée.

- pour la moëlle osseuse, le seuil d'apparition d'une défaillance dans la formation des globules rouges, significative au plan clinique, est d'environ 0,5 Gy ;
- pour la peau, le seuil d'apparition des érythèmes et de la desquamation sèche est dans la fourchette 3-5 Gy, les symptômes apparaissant environ 3 semaines après l'exposition ; la desquamation humide apparaît au-dessus de 20 Gy, environ 1 mois après l'exposition ; enfin la nécrose des tissus apparaît 3 semaines après l'exposition pour des doses excédant 50 Gy ;

- par ailleurs, pour une exposition au corps entier, le « syndrome aigu d'irradiation », dû à une dose unique d'environ 4 Gray en un temps court, débute par des nausées accompagnées pendant quelques jours d'asthénie et de dépression ; puis se succèdent des événements de plus en plus critiques : chute des poils, hémorragies, anémie, infection, diarrhée, déperdition liquidienne, dénutrition et mort ; la DL 50 (dose létale, c'est-à-dire provoquant la mort de la moitié d'une population irradiée à cette dose) est d'environ 4 à 5 Gray pour l'espèce humaine.

Il faut également noter que des effets déterministes relatifs au développement cérébral et intellectuel ont été mis en évidence. Par ailleurs les enfants présentent des seuils d'effets déterministes plus faibles que les adultes ; ceci est expliqué principalement par le fait que les tissus des enfants sont le siège de divisions cellulaires plus fréquentes puisque leur croissance n'est pas achevée. Or les cellules en division sont plus radiosensibles que les cellules au repos. Globalement l'enfant est donc plus radiosensible que l'adulte.

Enfin les effets déterministes ne se manifestent que si l'intensité de l'exposition aux rayonnements est suffisamment forte, c'est-à-dire si le rythme d'acquisition de la dose de rayonnement est suffisamment rapide. Les seuils de dose évoqués précédemment sont donc complétés par des seuils en *débit de dose*, qui s'expriment en Gray (ou Sievert) par unité de temps pertinente (année, heure, minute ou seconde).

Les conséquences en matière de politique de protection radiologique sont donc très claires : pour éviter l'apparition des effets déterministes il suffit de limiter l'exposition des personnes de façon que les doses et/ou les débits de dose reçues par le corps entier ou par chacun des organes sensibles restent en deçà des seuils déterminés par l'expérience.

Il me paraît important de relever ici un fait d'évidence mais trop souvent oublié : ce n'est pas parce qu'une dose reçue est inférieure au seuil d'un effet déterministe que le tissu concerné ne subit aucun dommage... L'individu exposé n'est pas indemne !

1.2.2 Les effets stochastiques

L'exposition aux rayonnements ionisants peut également entraîner des effets qui ont été regroupés sous le vocable de « stochastiques ». Deux types principaux d'effets stochastiques sont bien connus. Le premier se produit dans les cellules somatiques et peut avoir pour résultat l'induction d'un cancer (tumeur solide ou leucémie) chez l'individu exposé ; le second se produit dans les cellules germinales et peut avoir pour résultat des troubles héréditaires chez les descendants de la personne irradiée.

La qualification de « stochastique » vient de ce que ces effets apparaissent de façon aléatoire chez les individus exposés. Pour être plus précis, disons que, parmi une population d'individus exposés à une même quantité de rayonnements, certains développeront un effet stochastique et les autres non, sans qu'il soit possible de déterminer *a priori* les personnes qui seront affectées et celles qui resteront indemnes.

L'évaluation quantitative du risque stochastique causé par les rayonnements ionisants repose ainsi sur l'utilisation de l'outil mathématique des probabilités. On parlera de la probabilité d'induction d'un cancer (ou de la probabilité de mort par cancer radioinduit, ou de la probabilité d'apparition de troubles héréditaires...) dans telle ou telle population exposée. Cette probabilité s'accroît avec la dose de rayonnement reçue par les individus composant la population étudiée : il existe ainsi une véritable *relation dose-effet*, notion centrale dans l'évaluation du risque. En revanche la dose reçue n'influe pas sur la gravité de la pathologie. Enfin il ne semble pas exister de seuil pour l'apparition des effets stochastiques induits par les rayonnements à faible TEL³ : en l'état actuel des connaissances, il est légitime de retenir l'hypothèse que toute dose de rayonnement de faible TEL, aussi faible soit-elle, peut induire un cancer. La question est moins tranchée pour les rayonnements à fort TEL.

Au niveau cellulaire, les effets stochastiques résultent d'une modification radioinduite des cellules compatible avec leur survie et leur reproduction.

Il convient d'insister sur le fait que le caractère aléatoire des pathologies radioinduites de nature stochastique n'est pas la conséquence d'une « myopie » de l'observateur. On pourrait croire en effet que les pathologies apparaissent chez les uns plutôt que chez les autres du fait de caractéristiques sanitaires différentes entre ces individus, caractéristiques qui ne pourraient être connues de l'observateur. Celui-ci croirait ainsi avoir affaire à des individus absolument semblables et concluerait à une apparition aléatoire des affections, alors que celles-ci seraient gouvernées par les paramètres sanitaires « cachés ». Une telle interprétation doit être rejetée : du point de vue de l'induction de l'effet stochastique, les personnes constituant la population exposée sont absolument — j'allais dire ontologiquement — indiscernables. L'ampleur du risque dans la population exposée est gouvernée par la relation dose-effet mais la *répartition* des pathologies au sein de cette population est le seul fait du hasard. La seule notion réellement pertinente au plan scientifique en matière de quantification des effets stochastiques est celle de *population* exposée et non d'*individu* exposé. Si M. DUPONT reçoit une dose donnée il est rigoureusement impossible de dire s'il développera ou non un cancer et il est scientifiquement inexact de dire que M. DUPONT a une probabilité de $x\%$ de développer un cancer : cette dernière appréciation n'a aucun sens. En revanche il sera tout à fait correct de dire que parmi l'ensemble des personnes exposées à la dose considérée, $x\%$ développeront un cancer et M. DUPONT pourrait être de ceux-là.

En matière de protection radiologique, et dans le cadre de l'hypothèse selon laquelle toute exposition est susceptible de provoquer un cancer, les dispositions à prendre ne peuvent donc avoir pour objectif que de limiter la probabilité d'apparition des effets stochastiques chez les individus exposés.

³ Le TEL (transfert d'énergie linéique) mesure la perte moyenne par unité de longueur de l'énergie transportée par le rayonnement ionisant le long de sa trajectoire dans la matière. C'est également par voie de conséquence la quantité d'énergie transférée à cette matière (par unité de longueur) par le rayonnement. Cette grandeur intéresse donc directement la détermination des effets moléculaires, cellulaires et biologiques des rayonnements ionisants. Les rayonnements à faible TEL sont les rayons X et les rayons γ , les rayonnements à fort TEL sont les rayons α , les neutrons et autres particules chargées.

2. LES ETUDES EPIDEMIOLOGIQUES SONT LA PRINCIPALE SOURCE DE QUANTIFICATION DU RISQUE ⁽⁴⁾

Limiter cette probabilité d'apparition suppose que l'on est capable de quantifier le risque radiologique. Parmi les effets biologiques des rayonnements ionisants, le plus important des effets à long terme est l'induction des cancers. On peut apprendre beaucoup sur la nature et les conditions de l'induction des cancers grâce à des expériences de laboratoire sur des systèmes cellulaires et des animaux. Néanmoins jusqu'ici la méthode la plus adaptée pour étudier les cancers radioinduits est l'étude épidémiologique des populations humaines.

2.1 Les études épidémiologiques sont d'un intérêt essentiel pour l'estimation quantitative des effets des rayonnements ionisants

Dans son acception la plus large l'épidémiologie est une discipline scientifique qui a pour objet l'étude des problèmes de santé dans les populations. Elle est au sens de l'OMS cette branche de la science médicale qui s'occupe de l'étude des facteurs de milieu, des facteurs individuels et autres qui influent de quelque manière sur la santé humaine. Le concept d'épidémiologie (comme d'ailleurs celui d'épidémie) a donc largement dépassé une acception initiale limitée aux seules maladies infectieuses. En ce sens les effets sanitaires des rayonnements ionisants entrent tout à fait dans le cadre de l'épidémiologie.

2.1.1 Qu'est-ce qu'une étude épidémiologique ?

L'épidémiologie a traditionnellement trois objectifs : elle peut tout d'abord chercher à décrire les phénomènes sanitaires apparaissant au sein d'une population déterminée (fréquence, répartition géographique, évolution temporelle...) ; elle peut également chercher à préciser qualitativement et quantitativement les causes d'apparition, d'aggravation ou d'atténuation de la fréquence des pathologies ; enfin elle peut être utilisée pour évaluer l'efficacité des interventions publiques visant à améliorer la santé des populations. L'étude des effets des rayonnements ionisants relève de la deuxième catégorie.

L'épidémiologie est essentiellement une science d'observation : les études sont gouvernées par les circonstances plutôt que par la volonté du chercheur, à qui échappent la maîtrise des conditions d'exposition, le « contour » de la population étudiée, la distribution des doses au sein de cette population... Dans le cas des rayonnements ionisants, les expositions résultent par exemple :

- de la localisation géographique de l'individu exposé (bombardements d'Hiroshima et Nagasaki) ;

⁴ La plupart des développements présentés ici sont tirés soit des rapports de l'UNSCEAR (Comité scientifique des Nations Unies sur les Effets des Rayonnements atomiques) soit d'un article de M. GOLDBERG (INSERM, Unité 88) et Mme CARDIS (Centre international de Recherches sur le Cancer) paru dans la revue *Radioprotection* en 1994 (Vol. 29, supplément au n°3), soit d'entretiens avec diverses personnalités.

- de la proximité de la résidence avec des sources d'exposition (exposition au rayonnement terrestre, exposition au radon dans les maisons) ;
- de la profession (peintres en cadrans lumineux, mineurs d'uranium, travailleurs de l'industrie nucléaire...) ;
- du traitement de certaines maladies (spondylarthrite ankylosante, cancer de l'utérus...) ; etc.

Il en découle que les effets intéressant le chercheur ne peuvent pas nécessairement être étudiés directement ou avec la précision voulue, que certaines procédures tendant à limiter les biais méthodologiques ne peuvent pas être mises en oeuvre, enfin que les études ne peuvent pas être répétées au gré du chercheur.

Nous ne sommes pas égaux devant le risque de maladie. Chacun peut constater qu'il existe des différences de sensibilité entre individus ou sous-groupes dans une population donnée. L'étude épidémiologique a pour but d'identifier l'existence et l'influence des facteurs de différenciation vis-à-vis du risque de maladie, appelés "facteurs de risque". Le problème fondamental de l'épidémiologie est d'interpréter l'éventuelle association statistique entre le facteur de risque et la maladie étudiés afin de conclure sur l'existence d'une relation de causalité entre ce facteur de risque et la maladie.

Je laisse ici la parole au Pr. Marcel GOLDBERG et à Mme Élisabeth CARDIS ⁽⁵⁾ qui montrent avec clarté comment ne pas confondre association statistique et causalité.

"En premier lieu, il ne faut pas oublier qu'une association statistique peut être fallacieuse, c'est-à-dire due à un biais, à une erreur quelconque ou au hasard. Ainsi il n'est pas rare, par exemple, de constater que, pour une même pathologie, le pronostic est nettement plus défavorable pour les patients soignés en milieu hospitalier spécialisé que pour ceux traités en ville ; mais l'explication de la liaison observée entre évolution de la maladie et type de prise en charge médicale réside dans le fait que ce sont les malades initialement les plus gravement atteints qui vont à l'hôpital, alors que les cas bénins sont soignés par leur médecin traitant habituel."

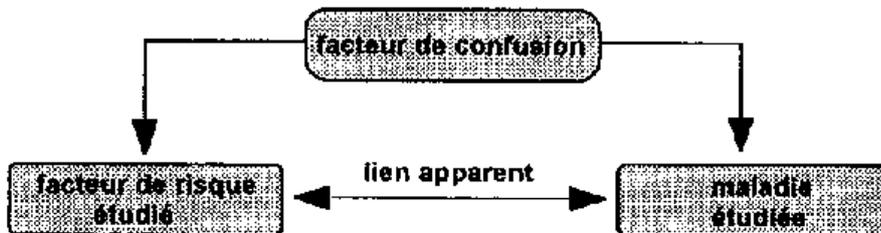
"Un autre type d'erreur consiste à interpréter une association « à l'envers ». Ainsi, si l'on observe que les fumeurs ont fréquemment l'index jaune, l'erreur consisterait à interpréter cette association dans le sens : index jaune → fumeur, alors que c'est parce que ces sujets sont plus souvent fumeurs qu'ils ont plus fréquemment l'index jaune. Cet exemple est caricatural mais il existe de nombreuses situations où le sens de la relation entre maladie et facteur de risque n'est pas aussi évident (par exemple, si on étudie le rôle iatrogène ⁽⁶⁾ de certains médicaments : a-t-on eu telle maladie à la suite de la prise de ce médicament ? ou au contraire a-t-on commencé à prendre ce médicament parce qu'on avait déjà les premiers signes de cette maladie ?)."

⁵ op. cit.

⁶ iatrogène : qui est provoqué par le médecin.

"Un autre type d'association est l'association indirecte. Dans un tel cas, une variable est liée à l'événement étudié, mais en fait ne joue un rôle que par l'intermédiaire d'une autre variable. Un exemple classique est celui de l'obésité et des cardiopathies ischémiques. Il existe une association forte entre obésité et incidence de la maladie ; en fait cette association s'explique par le fait que l'obésité entraîne une augmentation de la pression artérielle : c'est l'hypertension qui est la cause de l'augmentation du risque, alors que l'obésité isolée ne modifie pas celui-ci. On peut schématiser cette association indirecte de la façon suivante : obésité → hypertension → maladie."

"Un cas particulier de l'association indirecte est celle qui est due à un facteur de confusion. Ce type d'association est particulièrement fréquent en épidémiologie. Il se produit dans les circonstances suivantes. On observe une liaison entre un facteur dont on étudie le rôle et une maladie ; par ailleurs, il existe un autre facteur, le facteur de confusion, lui-même lié à la fois au facteur étudié et à la maladie. La présence du facteur de confusion peut produire l'association observée initialement, même si le facteur dont on étudie le rôle et la maladie sont indépendants, selon le schéma :



Un aspect important de l'étude épidémiologique consiste donc à détecter l'existence puis éliminer l'influence de ces facteurs de confusion. Cela est facile pour des déterminants simples comme l'âge, le sexe et l'appartenance ethnique. Cela nécessite de bonnes « archives » ou des entretiens avec les individus étudiés pour la plupart des autres facteurs (histoire professionnelle, consommation de tabac, habitudes alimentaires...).

C'est l'élimination correcte de ces éventuels facteurs de confusion qui permet de réfuter ou de mettre en évidence de façon qualitative, et si possible quantitative, le lien causal entre le facteur de risque et l'effet étudié (maladie).

2.1.2 Les deux méthodes de base de l'épidémiologie

L'enquête de cohorte est le premier grand type d'étude épidémiologique. Elle s'appuie sur la constitution d'une cohorte d'individus indemnes vis-à-vis de la maladie étudiée, suivie sur une période déterminée. Les caractéristiques pertinentes relatives aux individus sont relevées au début de l'enquête, en particulier le degré d'exposition au facteur de risque étudié. Pendant la durée de l'enquête l'observateur collecte l'information relative aux décès (ou à l'incidence de la maladie). Les conclusions sont tirées à l'extinction de la cohorte. En fait dans la plupart des cas le début de la période d'observation est antérieur, voire très antérieur, au lancement de l'enquête (études rétrospectives). Il faut donc reconstituer *a posteriori* l'exposition des individus au facteur de risque, leurs caractéristiques personnelles ainsi que l'incidence de la maladie ou la cause de décès ; ceci n'est pas toujours facile.

Le principal avantage des enquêtes de cohorte est qu'elles permettent de réunir, dans de bonnes conditions, les informations nécessaires au calcul du risque. Leurs principaux inconvénients sont liés à la longueur nécessaire du suivi : pour une étude « contemporaine » portant sur une cohorte encore en vie, il faut attendre le décès de l'ensemble des membres de la cohorte ; pour une étude « historique » ou rétrospective il faut s'appuyer sur des données tirées du passé, qui n'ont pas toujours le degré de fiabilité nécessaire. Ces enquêtes sont ainsi pénalisées par une lenteur, une lourdeur, donc un coût assez élevés.

L'autre grand type d'étude épidémiologique est l'*enquête cas-témoin*. On sélectionne là un groupe de sujets atteints de la maladie étudiée : les *cas* (ils sont supposés représentatifs de l'ensemble des personnes souffrant de cette pathologie, pour ce qui est de l'exposition au facteur de risque étudié) ; on sélectionne par ailleurs un ou plusieurs groupes de sujets indemnes : les *témoins*. L'inférence de la maladie est fondée sur la comparaison entre le niveau des différents facteurs de risque étudiés entre les cas et les témoins.

Les avantages de l'étude cas-témoin viennent en contrepoint des inconvénients de l'étude de cohorte : la première est rapide car l'événement recherché — la maladie — est déjà survenu au lancement de l'enquête ; elle est peu coûteuse car la taille des groupes observés n'est en général pas très élevée ; enfin le contexte de travail est souvent plus commode (les témoins sont fréquemment sélectionnés en milieu hospitalier). En revanche les inconvénients tiennent à l'obligation de reconstituer *a posteriori* toutes les « données » (qui n'en sont donc pas, au sens strict...) ce qui peut introduire un biais (volontaire ou involontaire) tant de la part de l'enquêteur que de la personne répondant à ses questions. Pour cette raison l'enquête cas-témoin est généralement moins fiable que l'enquête de cohorte. Il faut noter au demeurant que l'on peut inclure des enquêtes cas-témoins à l'intérieur d'une enquête cohorte si l'on cherche à cerner un aspect particulier du risque subi par la cohorte.

2.1.3 *Quelques questions d'importance pour la qualité des études épidémiologiques*

J'ai déjà mentionné la nécessité d'identifier et d'éliminer les facteurs de confusion. Il existe d'autres paramètres importants à prendre en compte pour conduire une étude épidémiologique réellement informative.

1. La qualité des données recueillies (ou reconstituées) est indispensable. Il est impensable d'effectuer un bon traitement statistique d'une part, une interprétation pertinente d'autre part si les données de départ sont floues, mal définies ou de façon générale peu propices à l'investigation. Cette nécessaire exigence concerne donc :

- la qualité du suivi, dans le cas des études cohortes : l'exhaustivité est souhaitable, l'idéal étant l'extinction complète de la cohorte étudiée ;
- la qualité dans la méthode de détection des effets : par exemple il n'est pas rare que la surveillance exercée au regard de la maladie étudiée soit plus importante

chez les individus exposés que dans le groupe non exposé qui sert de référence ;

- la qualité dans le relevé de l'exposition au facteur de risque : par exemple, dans les premières études sur l'irradiation *in utero* il est désormais clair que les parents des enfants « cas » (donc malades) ont été plus portés à signaler une irradiation prénatale aux rayons X que les parents des enfants « témoins » (donc sains) ;
- la qualité des informations enregistrées : a/ dans le domaine de l'effet étudié, il faut par exemple un relevé correct des causes de décès (ou de l'incidence de la maladie) : il n'est pas rare que la cause réelle de la mort indiquée sur les registres soit fautive, ce qui peut conduire à une incertitude allant jusqu'à 10% ; b/ dans le domaine du facteur de risque étudié, la qualité de l'information dosimétrique est essentielle (pour ce qui est des études portant sur les effets des rayonnements ionisants) ;

2. De même il particulièrement important que les groupes exposés et non exposés soient réellement comparables. Le phénomène connu sous le nom de *healthy worker effect*, ou *effet du travailleur sain*, en est l'illustration la plus frappante. Il a d'ailleurs donné lieu à quelques échanges lors de l'audition du 23 novembre dernier. Rappelons que l'effet du travailleur sain se manifeste par un taux général de mortalité et des taux de morbidité moindres chez les travailleurs que dans la population générale. La cause généralement alléguée est l'application de critères de sélection sanitaire à l'embauche.

La conséquence sur la pertinence d'études épidémiologiques conduites sur les travailleurs est, si l'on n'y prend garde, une sous-estimation du risque réel. Cette sous-estimation est susceptible d'apparaître si l'on compare un groupe exposé constitué de travailleurs à un groupe non exposé constitué de personnes de la population générale. En revanche l'effet du travailleur sain est éliminé si le groupe de référence (non exposé) est constitué lui aussi de travailleurs, ce qui est généralement le cas.

3. Enfin l'étude épidémiologique doit s'appuyer sur des méthodes d'analyse solides. En particulier il doit y avoir une bonne adéquation entre les phénomènes étudiés, les données recueillies et les modèles d'interprétation utilisés. Cela commence par une définition rigoureuse du risque étudié, j'entends par là non seulement la précision sémantique dans la caractérisation du risque mais aussi une formulation mathématique pertinente et adaptée.

Il est relativement aisé de cerner la notion qualitative du risque, à savoir l'induction d'un cancer. En revanche il est plus difficile de trouver un indicateur numérique permettant de mesurer les niveaux de risque et de déterminer la ou les loi(s) d'induction des cancers par rayonnements, et ayant une pertinence universelle :

- trois notions sont aisément accessibles à l'entendement : le *risque absolu*, égal au nombre de cas observés ; l'*excès de risque absolu*, égal à la différence entre le nombre de cas observés et le nombre de cas attendus ; l'*excès de risque*

relatif, qui rapporte le précédent à une base de référence constituée par le nombre de cas attendus ;

- afin de comparer les risques dus à des niveaux d'exposition différents, on peut rapporter l'indicateur précédent à la dose moyenne reçue par la population étudiée ; cela revient à définir un *coefficient de risque* relatif, dont le domaine de validité est limité à une gamme d'exposition où l'on peut constater une certaine proportionnalité entre l'effet (l'induction d'un cancer) et la cause (la dose de rayonnement) ;
- pour comparer des études différentes, il est souhaitable de diviser l'indicateur précédent par une grandeur mesurant le « volume » du suivi, à savoir le produit du nombre de personnes suivies par le nombre d'années pendant lequel elles ont été suivies ⁽⁷⁾ ;
- les grandeurs précédentes sont les indicateurs relativement « bruts » que l'on peut déterminer à partir des résultats de base issus de l'investigation épidémiologique ; ils en sont d'ailleurs, si je puis dire, le « langage » le plus direct ; pour une interprétation plus poussée de ces résultats, il est indispensable de construire des grandeurs plus complexes qui permettent de déterminer des estimations de « risque vie entière » ; il s'agit en l'occurrence 1/ de s'affranchir des différences entre les périodes de suivi dans les diverses études apportant l'information ; 2/ de reconnaître l'impact de facteurs socio-culturels, environnementaux, ethniques, etc. sur le niveau de référence du risque (nombre de cas attendus) ; 3/ de prendre en compte, si nécessaire, l'effet du sexe et de l'âge à l'exposition ; ces contraintes laissent encore une relative liberté de choix à l'épidémiologiste puisque par exemple l'UNSCEAR d'un côté et le Comité *ad hoc* de l'Académie des Sciences américaine de l'autre côté ont choisi deux définitions différentes d'un risque vie entière ; la question est d'importance puisque c'est généralement à partir de ce genre d'estimateur du risque que sont dérivées les valeurs limites recommandées pour la radioprotection ;
- enfin aucun des indicateurs choisis par l'UNSCEAR ou l'Académie des Sciences américaine ne donne d'information sur l'époque à laquelle surviennent les cancers radioinduits ; il peut donc être nécessaire de compléter les estimations précédentes, qui ne s'intéressaient qu'à la probabilité du risque, par un autre indicateur qui reflète mieux le facteur temps ; on peut par exemple choisir de calculer la perte d'espérance de vie due aux cancers radioinduits.

Par ailleurs, il va de soi que les considérations précédentes peuvent s'appliquer soit au calcul du risque global de cancer chez un individu soit de façon différenciée aux cancers susceptibles d'apparaître dans les divers organes du corps humain.

⁷ Car du point de vue de l'information apportée par l'enquête, il est équivalent de suivre 1000 personnes pendant 1 an et 100 personnes pendant 10 ans, par exemple.

Enfin, au delà de la définition du risque, l'épidémiologiste doit s'assurer de la pertinence des méthodes d'analyse qu'il met en oeuvre, que ce soit pour définir des sous-groupes au sein de la population étudiée, pour choisir un modèle de relation entre le niveau de dose et le niveau d'induction des cancers, ou pour établir comment transférer à une autre population les estimateurs de risques calculés sur la population étudiée... La route est longue des investigations sur le terrain à la publication dans les revues scientifiques internationales !

D'autant plus longue que les études directes des effets des faibles doses sont impuissantes à fournir des estimations de risque suffisamment précises pour être utilisables en matière de politique de radioprotection.

2.2 L'investigation épidémiologique des effets de faibles doses est impuissante à déterminer des facteurs de risque utilisables

Cet état de fait est particulièrement fâcheux puisque ce qu'il est convenu d'appeler les "*faibles doses*" est justement le domaine d'action privilégié de la radioprotection... Je n'entre pas ici dans le détail de ce que l'on peut appeler « faibles doses » ; sachons simplement qu'il s'agit *grosso modo* des doses inférieures à 0,1-0,2 Gy.

L'incapacité de l'épidémiologie à fournir directement des conclusions pratiques dans les faibles doses résulte des incertitudes inhérentes à toute investigation de nature statistique lorsque l'effet que l'on cherche à mettre en évidence est pratiquement confondu avec le « bruit de fond naturel ». Ces incertitudes sont sensibles tant pour ce qui concerne le caractère significatif des conclusions de l'étude (notion de « puissance statistique ») que pour ce qui concerne la précision numérique des estimateurs calculés pour le risque étudié (notion d' « intervalle de confiance » pour ces estimateurs).

2.2.1 La puissance statistique des études épidémiologiques est insuffisante aux faibles doses

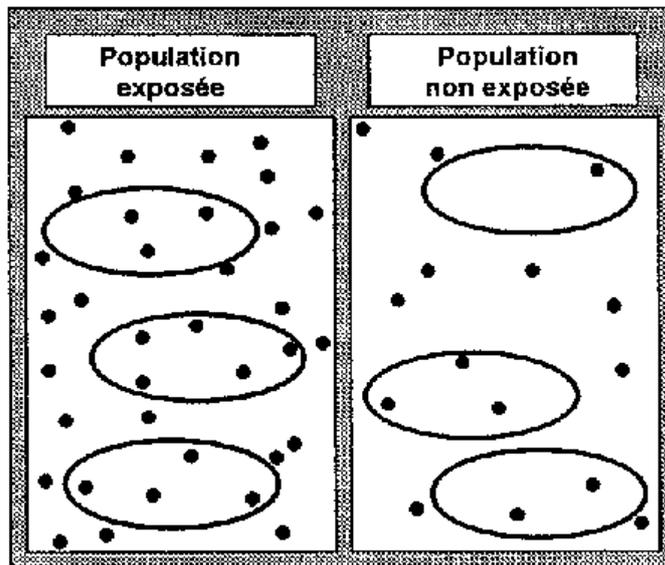
La notion de « puissance statistique » est plutôt difficile à expliquer. Commençons donc d'abord par présenter brièvement le phénomène avant d'en voir les conséquences lorsque l'on étudie les effets des faibles doses.

L'objectif d'une étude épidémiologique est de déterminer pour une certaine population (public en général, travailleurs, enfants...) le risque supplémentaire causé par l'exposition aux rayonnements ionisants. Idéalement l'étude devrait pouvoir comparer *l'ensemble* des individus exposés à *l'ensemble* des individus non exposés. En général, l'étude ne peut pas porter sur toute cette population : le chercheur est conduit à n'en retenir qu'une partie, alors qu'il souhaite conclure *erga omnes*. Par exemple on peut chercher à déterminer les risques des rayonnements ionisants à partir des survivants des bombardements d'Hiroshima et Nagasaki, ou bien des travailleurs de l'industrie nucléaire, ou bien de telle ou telle catégorie de malades traités par rayonnements, chacun de ces groupes n'étant qu'une facette particulière de la population mondiale.

Chaque étude n'est donc qu'un test parmi beaucoup d'autres tests possibles. Selon la façon dont la cohorte étudiée a été constituée, il est possible que l'on détecte un risque

alors qu'il n'existe pas en fait ; de même il est possible que l'on ne détecte pas de risque alors qu'il existe en fait. Quelle que soit la nature de la conclusion tirée par le chercheur, celle-ci peut donc être exacte ou fautive. Il est impossible d'affirmer qu'une étude donnée fournit un résultat vrai ou faux ; en revanche les caractéristiques méthodologiques de cette étude permettent de quantifier les « chances » d'obtenir un résultat vrai ou faux. Un résultat est dit significatif au plan statistique si, en l'absence de toute cause sous-jacente, il ne peut pas survenir plus de une fois sur 20 du fait du hasard. La *puissance statistique* d'une étude mesure la probabilité de détecter un risque significatif lorsqu'il existe.

Le schéma suivant devrait exposer les choses de façon plus intuitive. Y sont représentées la population exposée et la population non exposée. Les points représentent l'effet étudié c'est-à-dire en l'occurrence l'induction d'un cancer mortel ; ils sont répartis de façon aléatoire dans les deux populations et sont plus nombreux dans la population exposée que dans la population non exposée (environ 2 fois). On en déduit que dans la situation schématisée ici, le risque relatif est d'environ 2.



L'épidémiologiste ne peut matériellement s'intéresser qu'à une partie des populations exposée et non exposée. J'ai représenté par des ellipses trois façons de constituer les échantillons au sein de chaque population. On voit ainsi que :

- selon les échantillons constitués, le chercheur mesurera 3, 4 ou 5 cas dans l'échantillon exposé et 1, 2 ou 3 cas dans l'échantillon non exposé ; les points sont pourtant répartis à peu près également sur chacune des deux surfaces ;
- donc il pourra légitimement calculer un coefficient de risque compris entre $5 \div 1$, soit 5, ou $3 \div 3$ soit 1 ; selon les hasards de l'étude, le chercheur pourra ainsi conclure qu'il n'existe pas de risque supplémentaire ou bien que le risque est quintuplé dans la population exposée.

Par ailleurs il est possible d'inférer de ce schéma sommaire quelques autres enseignements :

- si la surface des ellipses (c'est-à-dire taille des échantillons étudiés) augmente, les fluctuations *absolues* au sein de chaque échantillon diminuent : les évaluations du risque ont moins de chance d'être très éloignées de la vraie valeur du risque ;
- si la valeur du risque relatif est plus faible (le nombre de points représentés dans la population exposée se rapproche de celui de la population non exposée), les fluctuations *comparées* s'accroissent entre les mesures pratiquées sur les échantillons exposés et sur les échantillons non exposés ; il est donc plus difficile de mettre en évidence le risque étudié ;
- un effet similaire peut être observé si l'on réduit la taille de l'échantillon exposé par rapport à la taille de l'échantillon non exposé.

En résumé la puissance statistique d'une étude est d'autant plus grande que la taille des échantillons étudiés est élevée, le risque relatif est élevé, la proportion de personnes exposées dans la population totale est élevée.

Or justement, dans le cas des rayonnements ionisants, le risque relatif est plus réduit aux faibles doses qu'aux doses élevées. Donc toutes choses égales par ailleurs, la puissance statistique des études « faibles doses » est inférieure à celle des études « fortes doses ». Dans un rapport rédigé en 1995 par le *National Radiological Protection Board* pour le compte de l'IPSN ⁽⁸⁾, on trouve une illustration numérique de cette différence. Elle compare la puissance statistique attendue dans la détermination du risque de leucémie d'une part, de cancer d'autre part, pour deux études que l'on pourrait conduire à partir des données fournies par les survivants d'Hiroshima et Nagasaki :

- si l'on s'intéresse au groupe des personnes exposées dans la fourchette [0,2-0,49] Gy, on peut calculer que l'on a 71% de chances de détecter une augmentation significative du risque de leucémie (s'il existe) d'une part, 78% de chances de détecter une augmentation significative du risque de cancer radioinduit (s'il existe) d'autre part ;
- si l'on s'intéresse au groupe des personnes exposées dans la fourchette [0,01-0,05] Gy, on peut calculer que l'on a 7% de chances de détecter une augmentation significative du risque de leucémie (s'il existe) d'une part, 8% de chances de détecter une augmentation significative du risque de cancer radioinduit (s'il existe) d'autre part ;

Calculable à l'avance, la puissance statistique d'une étude épidémiologique peut être utilisée de diverses façons. Par exemple, connaissant un ordre de grandeur du risque à mettre en évidence, on peut déterminer le nombre de personnes qu'il sera nécessaire de suivre afin de mettre en évidence ce risque de façon significative. En sens inverse, pour une cohorte d'effectif déterminé, il est possible de déterminer le risque relatif minimal que l'on pourra détecter avec une chance raisonnable. Enfin, connaissant l'effectif de la cohorte et l'ordre de grandeur du risque à étudier, on peut calculer la probabilité de

⁸ NRPB, *Risk of Radiation-induced Cancer at Low Doses and Low Dose Rates for Radiation Protection Purposes*, Documents of the NRPB, vol. 6 n° 1, 1995.

détecter ce risque de façon statistiquement significative ; c'est l'objet des calculs faits par le NRPB, présentés ci-dessus.

Deux remarques intéressantes peuvent être soulignées, puisqu'elles vont à l'encontre du « bon sens » quotidien :

- une étude ayant une puissance statistique insuffisante n'est pas inutilisable : elle peut fournir une limite supérieure du risque étudié, éliminer des hypothèses extrêmes ou resserrer la fourchette des estimations ;
- augmenter la taille de l'échantillon *non exposé* est intéressant : en effet il contribue lui aussi à apporter de l'information utile à l'étude épidémiologique.

2.2.2 Une puissance statistique insuffisante va de pair avec des déterminations peu précises des coefficients de risque

En définitive la puissance statistique mesure pour le chercheur le risque de se tromper lorsqu'il conclut sur l'existence ou l'inexistence d'un effet. De son côté la valeur numérique du risque calculé est elle même entachée d'une incertitude, due au fait que le risque calculé dans une enquête épidémiologique n'est qu'une estimation du risque véritable dans la population.

Cette estimation s'accompagne d'une certaine variabilité : il est probable que la valeur du coefficient de risque déterminée par l'étude sera légèrement différente de la valeur véritable du coefficient de risque dans la population. Compte tenu des caractéristiques de l'étude et de la population globale, il est possible de déterminer une fourchette de valeurs, appelée *intervalle de confiance*, à l'intérieur de laquelle le véritable coefficient de risque se situe vraisemblablement. Plus l'intervalle de confiance est étroit, plus la détermination numérique du coefficient de risque est précise. Toutes choses égales par ailleurs, l'intervalle de confiance sera d'autant plus étroit que l'effectif étudié est élevé.

On utilise généralement un intervalle de confiance à 90% ou à 95%. Cela veut dire que la valeur réelle du coefficient a 90% ou 95% de chances de se trouver dans la fourchette déterminée. Un exemple tiré des études conduites sur les survivants d'Hiroshima et Nagasaki permettra d'éclairer concrètement ces considérations.

Risque relatif estimé pour la mortalité par cancer et intervalle de confiance à 90% pour diverses gammes de dose chez les survivants des bombardements atomiques japonais

Type de cancer	Dose absorbée (Gy)						
	0,01-0,05	0,06-0,09	0,10-0,19	0,20-0,49	0,50-0,99	1,00-1,99	> 2,00
Tous cancers sauf leucémies	1,06 (1,00-1,12)	1,08 (0,98-1,19)	1,05 (0,97-1,16)	1,12 (1,03-1,21)	1,36 (1,23-1,51)	1,66 (1,45-1,90)	2,05 (1,66-2,50)
Leucémies	0,99 (0,68-1,40)	0,61 (0,25-1,22)	1,08 (0,61-1,82)	1,79 (1,18-2,68)	4,15 (2,76-6,19)	8,01 (5,34-11,90)	18,8 (12,1-28,2)

Source : *Risk of Radiation-induced Cancer at Low Doses and Low Dose Rates for Radiation Protection Purposes*, Documents of the NRPB, vol. 6 n° 1, 1995

Pour diverses fourchettes de dose absorbée et les deux grandes catégories de cancers radioinduits, le tableau fait apparaître les valeurs du risque relatif avec leur intervalle de confiance à 90%. Une valeur du risque relatif égale, voire inférieure, à 1 indique que les rayonnements n'ont pas eu d'impact visible sur l'induction d'un cancer. Regardons tout d'abord la première ligne du tableau, relative aux cancers autres que leucémies :

- on remarque que toutes les valeurs du risque relatif sont supérieures à 1 : on pourrait en déduire que les doses les plus faibles (0,01-0,05) Gy induisent un risque détectable conduisant à un excès de cancer d'environ 6% par rapport à une population non exposée ; la conclusion serait similaire pour les autres fourchettes de dose indiquées dans le tableau ;
- cependant l'examen des intervalles de confiance amène à reconsidérer cette conclusion : pour la fourchette de dose (0,01-0,05) Gy, l'intervalle de confiance est (1,00-1,12) ; ceci veut dire que, si 1,06 est bien la *valeur la plus probable* du risque, en fait celui-ci a 90% de chance de se situer entre 1,00 et 1,12 ; il est tout à fait possible que la valeur réelle du risque relatif dans cette fourchette de dose soit en fait égale à 1,00, donc que l'exposition au rayonnement n'entraîne pas de risque de cancer radioinduit excédentaire ;
- cette conclusion partielle est renforcée par l'examen de l'intervalle de confiance associé à la valeur du risque pour la fourchette (0,06-0,09) Gy : on voit que, si 1,08 est bien la valeur la plus probable du risque, la valeur réelle du risque a 90% de chance de se situer entre 0,98 et 1,19 ; on dit alors que le résultat n'est pas significativement différent de 1 car il est impossible de déterminer précisément si l'exposition au rayonnement a provoqué un risque excédentaire (valeur supérieure à 1) ou non (valeur inférieure ou égale à 1) ;
- la conclusion est identique pour la fourchette de dose (0,10-0,19) Gy puisque l'intervalle de confiance à 90% encadre la valeur 1 ;
- on ne commence à détecter d'excès significatif de cancer que pour des doses supérieures à 0,20 Gy puisque c'est à partir de la fourchette de dose (0,20-0,49) Gy que les intervalles de confiance excluent la valeur 1.

L'étude de la ligne relative aux leucémies amène à des conclusions similaires : 1/ le simple examen des valeurs estimées pour le risque pourrait faire croire que celui-ci est plus faible pour une population exposée à des doses comprises entre 0,06 et 0,09 Gy que pour une population non exposée ; 2/ en fait l'intervalle de confiance associé à cette valeur montre qu'on ne peut pas exclure que la valeur réelle du risque soit supérieure à 1 ; 3/ en définitive l'examen de tous les intervalles de confiance montre qu'un excès de leucémies n'est significatif que pour des doses supérieures à 0,20 Gy.

En résumé, l'étude de ce tableau montre que pour des doses « trop » faibles — en l'occurrence inférieures à 0,20 Gy, l'intervalle de confiance est trop important pour que l'on puisse déterminer de façon précise si un risque existe.

Le tableau est fondé sur les données arrêtées en 1985. Or le suivi des populations japonaises se poursuit, ce qui implique que la puissance de l'étude augmente. Les prochains résultats devraient ainsi permettre de réduire l'amplitude des intervalles de confiance. Les estimations du risque seraient alors plus précises, et certains spécialistes s'attendent à ce que l'on puisse mettre en évidence un risque excédentaire de façon significative dans la fourchette de dose (0,10-0,19) Gy.

Le rapport de l'Académie des sciences publié en 1995 dresse un tableau fort intéressant, qui montre les doses minimales en-dessous desquelles les études épidémiologiques majeures sont actuellement incapables de déceler un excès statistiquement significatif.

**Limites inférieures de sensibilité des études épidémiologiques
(en l'état des connaissances en 1995)**

ETUDES	PATHOLOGIES	DOSES MINIMALES
<i>Life Span Study</i>	cancers et leucémies	200 mSv
tuberculeux suivis par radioscopie	cancers et leucémies	1000 mSv
traitement de la thyroïde par ¹³¹ I	leucémies	1000 mSv à la moëlle osseuse
étude CIRC	leucémies	bon accord avec CIPR 60
	cancers	aucun cas observé (21 prévus)
travailleurs des arsenaux américains	cancers et leucémies	aucun cas observé
mineurs d'uranium	cancers du poumon, tumeurs solides	500 mSv
	leucémies	> 100 mSv
irradiation naturelle (UK, Chine...)	leucémies	aucun effet détecté
exposition au radon	cancers du poumon	plusieurs centaines de mSv
voisinage des installations nucléaires	cancers et leucémies	rien sauf à Sellafield

Source : Académie des sciences, *Problèmes liés aux effets des faibles doses des radiations ionisantes*, Paris, novembre 1995

Puissance statistique insuffisante, imprécision des coefficients de risque calculés : la voie d'une étude directe des effets des « faibles doses » semble pour le moins hasardeuse. Est-ce à dire que la science soit impuissante à répondre aux besoins de la protection radiologique ?

Non, mais elle doit pour cela emprunter des chemins détournés.

3. LA DETERMINATION DU RISQUE RADIOLOGIQUE POUR LES BESOINS DE LA RADIOPROTECTION NE PEUT SE FAIRE QUE DE FAÇON DERIVEE

Deux voies principales sont ouvertes pour répondre à la question des effets des faibles doses de rayonnement : 1/ on peut s'appuyer sur des études de biologie fondamentale pour préciser certains aspects des mécanismes de cancérogenèse et leur interaction avec les rayonnements ionisants ; 2/ on peut s'appuyer sur les connaissances épidémiologiques les plus solides (relatives aux doses et/ou débits de dose élevés), et tenter d'en déduire des coefficients de risque adaptés aux conditions radiologiques rencontrées dans le domaine normal de la radioprotection ⁽⁹⁾.

⁹ En disant "normal", je n'oublie pas justement que la protection radiologique doit aussi s'intéresser aux conséquences possibles des accidents d'irradiation, qui peuvent mettre en jeu des doses et débits de dose similaires à ceux rencontrés dans les études dites « fortes doses ». Mais il ne s'agit heureusement que de situations

3.1 L'évaluation à partir des études « fortes doses et/ou forts débits » nécessite un faisceau complexe d'hypothèses

3.1.1 L'étude des survivants d'Hiroshima-Nagasaki occupe une place privilégiée

Dans son annexe A, le rapport 1994 de l'UNSCEAR recense 41 études épidémiologiques relatives aux effets des expositions à des rayonnements de faible TEL. Parmi les études effectuées à fort débit de dose, on relève essentiellement :

- l'étude des survivants d'Hiroshima et Nagasaki (appelée aussi *Life Span Study*) : concerne 39 593 personnes exposées et 46 716 personnes non exposées, âgées de 0 à 90 ans au moment des explosions ; la durée du suivi est au maximum de 47 ans (dans les dernières études publiées à ce jour), le « volume » de l'étude est 2 185 335 personnes × années ;
- une série d'études concernant des malades traités par les rayonnements pour soigner des affections malignes : cancer de l'utérus, cancer du sein, cancers divers chez des enfants ⁽¹⁰⁾ ;
- une série d'études concernant des malades traités par les rayonnements pour soigner des affections bénignes : spondylarthrite ankylosante, teigne du cuir chevelu, angiome de la peau chez les enfants...
- une série d'études concernant des examens diagnostiques, essentiellement des fluoroscopies du thorax sur des personnes atteintes de tuberculose ;
- dans le domaine des expositions à faible dose et/ou faible débit de dose, sont recensés les domaines d'études suivants : expositions prénatales, expositions professionnelles, expositions dues à une contamination de l'environnement (rivière Techa en Russie, projet international Tchernobyl...), incorporation de radionucléides (iode), etc.

Chacune de ces études recèle des forces et des faiblesses : aucune n'est parfaite et il faut donc faire appel au jugement des experts pour déterminer celles qui doivent être utilisées en priorité pour déterminer des coefficients de risque pertinents. Les points positifs dans l'étude des survivants japonais sont nombreux et d'un poids certain :

- la population concernée est importante, de tous âges, répartie à peu près également entre les deux sexes (55% de femmes environ...), sans être préalablement sélectionnée pour des raisons sanitaires comme dans les études « malades » ;
- les doses mises en jeu recouvrant une très large fourchette, de 0,01 Gy à près de 6 Gy, l'étude a un fort potentiel d'information sur la relation dose-effet ;

exceptionnelles, la radioprotection s'intéressant en premier lieu aux expositions à faible débit et conduisant à des doses relativement limitées.

¹⁰ Pour éviter toute ambiguïté il convient de préciser que ces études sont relatives aux cancers survenus du fait de l'irradiation, appelés *cancers secondaires*, et non aux cancers dits *primaires* (utérus, sein...) ayant suscité cette irradiation.

- la dosimétrie des personnes exposées est individuelle et exhaustive ;
- les survivants ont été suivis de façon exhaustive depuis plus de 40 ans ;
- l'enregistrement des décès et causes de décès est complet et rigoureux ;
l'enregistrement de l'incidence des cancers est correct.

En regard la liste des faiblesses peut apparaître longue, mais elle doit être évaluée d'une part au regard des qualités relatées ci-dessus, d'autre part aux bilans similaires que l'on peut établir pour les autres études :

- l'irradiation, survenue à haut débit et de façon aiguë, ne procure pas d'information directe pour les expositions graduelles ou à faible débit de dose ;
- la population étudiée est réduite aux personnes ayant survécu au-delà de 5 ans (pour la mortalité par cancer) ou 13 ans (pour l'incidence des cancers) après les bombardements, l'étude n'ayant pu commencer auparavant ;
- la contribution des neutrons à l'exposition est encore entachée d'incertitude ;
- les effets possibles des chocs thermiques et mécaniques (effet de souffle) dus à l'explosion, ainsi que les conditions sanitaires générales après l'explosion sont difficilement évaluables.

Vue du côté du néophyte, la conclusion que je tire de ce tableau est que : 1/ le principal inconvénient de la *Life Span Study* est l'irradiation à fort débit ; 2/ la qualité de la population étudiée semble exceptionnelle du point de vue épidémiologique.

Quelles études peut-on mettre en regard de la *Life Span Study* ? Je ne vais pas les passer toutes en revue, quelques exemples suffiront :

- *l'étude cohorte des cancers de l'utérus* a pour points positifs : un enregistrement à grande échelle fondé sur des registres de tumeurs, un suivi effectué sur une longue durée, un enregistrement des cancers relativement complet, l'existence de patients non exposés pouvant servir de référence ; les points négatifs sont : l'irradiation de certains organes par des doses très élevées conduisant à des dommages importants aux tissus et à une létalité cellulaire importante, une classification douteuse pour certains sites de métastases dans certains organes, l'absence de dosimétrie individuelle fiable, une classification potentiellement défailante pour les conditions d'exposition, le caractère non représentatif des personnes souffrant d'un cancer de l'utérus vis-à-vis de la population générale ;
- *l'étude des patients irradiés pour spondylarthrite ankylosante* a pour elle : un nombre important de personnes exposées, un suivi de la mortalité complet et de longue durée, l'existence de petits groupes non exposés aux fins de déterminer si le risque de leucémie n'était pas lié à une maladie sous-jacente ; en revanche sont négatifs les points suivants : existence d'une maladie sous-jacente liée au cancer du colon et éventuellement à d'autres conditions,

dosimétrie disponible pour environ 1/15^{ème} de la cohorte seulement (mais pour tous les cas de leucémie), comparaison difficile avec la population générale ;

- *l'étude des personnes irradiées le long de la rivière Techa* (Russie) a pour points positifs : un grand nombre de personnes exposées suivies sur une durée assez longue, une large fourchette de doses, une population non sélectionnée pour laquelle il est possible d'utiliser les taux locaux d'incidence ou de mortalité pour des comparaisons statistiques, la possibilité d'évaluer le facteur ethnique vis-à-vis de la radiosensibilité ; en revanche la dosimétrie n'est pas individuelle et semble difficile à reconstituer, la conjugaison des expositions interne et externe complique les évaluations dosimétriques, le suivi de la population et le mécanisme d'enregistrement des cancers sont incertains, la contribution des agents chimiques n'est pas évaluée ; au total l'UNSCEAR estime cependant que l'étude recèle un fort potentiel informatif du point de vue épidémiologique.

La prépondérance qu'il convient d'accorder à l'étude des survivants d'Hiroshima et Nagasaki fait aujourd'hui l'objet d'un consensus général. Ainsi l'Académie des sciences française estime dans son rapport de 1989 ⁽¹¹⁾ que *"cette cohorte constitue actuellement la source majeure d'informations quantitatives sur l'effet cancérigène des rayonnements ionisants ; elle présente plusieurs points forts mais aussi quelques faiblesses. [...] Ces considérations [relatives aux faiblesses de l'étude] ne sauraient diminuer l'intérêt exceptionnel de cette enquête qui reste l'une des plus importantes parmi celles qui permettent l'évaluation de l'effet cancérigène chez l'homme"* (p. 8). En revanche l'appréciation, indirecte, est beaucoup moins positive dans le rapport publié par l'Académie en 1995 ⁽¹²⁾ : *"La CIPR a toujours accordé une importance prééminente aux données provenant d'Hiroshima et Nagasaki, en dépit du caractère peu généralisable de cette étude, lié notamment au débit de dose très élevé de cette irradiation"* (p. 23). En particulier l'Académie des sciences estime que l'on devrait donner plus d'importance aux études portant sur les malades irradiés.

Pour sa part, le GSIEN (Groupement des Scientifiques pour l'Information sur l'Énergie nucléaire) donne une interprétation plus « personnelle » de la prépondérance accordée à la *Life Span Study*. Mme BELBEOCH se livre dans un article paru en août 1992 dans la *Gazette nucléaire* ⁽¹³⁾ à une critique sévère des *"comités d'experts en radioprotection"*. Pour elle l'importance privilégiée accordée à Hiroshima et Nagasaki résulte de ce que, jusque vers le début des années 80, le risque estimé à partir de cette étude était notablement inférieur à celui déduit d'autres études comme celles portant sur les malades soignés par radiothérapie ou sur les travailleurs ayant utilisé du radium (peintres en cadrans lumineux). *"Toutes les autres études en contradiction avec les conclusions du suivi des survivants japonais étaient systématiquement rejetées (par exemple l'étude dite d'Oxford reliant cancers des enfants et irradiation in utero par*

¹¹ Académie des sciences, *Risques des rayonnements ionisants et normes de radioprotection*, Paris, octobre 1989.

¹² Académie des sciences, *Problèmes liés aux effets des faibles doses des radiations ionisantes*, Paris, novembre 1995.

¹³ B. BELBEOCH, « Les normes de radioprotection : les experts français s'opposent aux nouvelles recommandations de la Commission internationale de protection radiologique », in *Gazette nucléaire*, n° 117/118, août 1992.

radiodiagnostic, l'étude des travailleurs de l'usine nucléaire américaine de Hanford, etc.)."

Mme BELBEOCH explique par là même les critiques qui se font jour "au sein de l'establishment nucléaire", présenté comme mettant désormais en doute la valeur de la *Life Span Study* : "A partir de 1981 la situation se complique notablement puisque c'est au sein de l'establishment nucléaire qu'il y a contestation : on découvre que le système international de radioprotection est fondé sur des données fausses [...]. Pour les officiels il s'agissait là d'une « ténébreuse affaire » dont ils prévoyaient les conséquences désastreuses. Maintenant, cette étude qui autrefois était le « must » de la radioprotection est bonne à jeter à la poubelle." Puis vient le coup de grâce : "En somme pour de nombreux experts (et les Français sont les leaders en ce domaine) une étude épidémiologique n'est valable que si elle aboutit à montrer que le rayonnement est tout à fait inoffensif..."

Je laisse au GSIEN la responsabilité de ses interprétations. Force m'est cependant de constater que les évaluations du risque pratiquées au sein de la communauté scientifique internationale se fondent de façon préférentielle sur les résultats publiés de la *Life Span Study*.

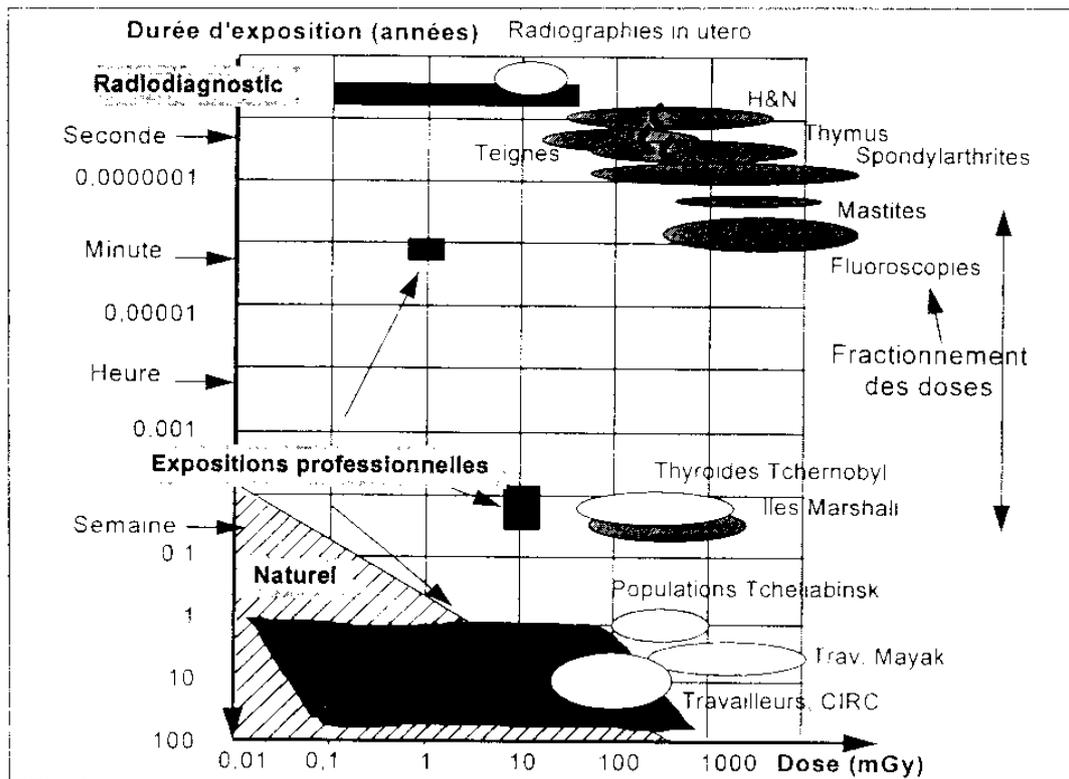
3.1.2 L'extrapolation vers les faibles doses/faibles débits de dose est une étape critique de l'analyse

Utilisée seule ou combinée avec les résultats tirés d'autres enquêtes, l'étude des survivants japonais a l'inconvénient de ne pas fournir d'évaluation directe des effets des rayonnements dans les expositions caractéristiques des conditions normales d'application de la protection radiologique. Il faut donc effectuer une extrapolation vers le type d'exposition considéré, c'est-à-dire à faible débit de dose et conduisant à des doses généralement inférieures à 1 Sv.

Comme l'indique l'IPSN dans une note rédigée à l'occasion de l'audition organisée par l'Office parlementaire le 23 novembre dernier, la définition des « faibles doses » "prête à discussion. L'expression « faible dose » renvoie en réalité à deux notions, les faibles niveaux de dose et les faibles débits de dose. Certains utilisent le terme pour qualifier le domaine dans lequel les effets aigus⁽¹⁴⁾ ne se produisent plus, d'autres l'emploient pour qualifier le domaine dans lequel il n'y a plus d'observations épidémiologiques utilisables." En l'espèce l'IPSN choisit de se démarquer de l'une et l'autre de ces approches pour retenir une définition plus pragmatique : "les faibles doses sont celles auxquelles les travailleurs et le public sont actuellement exposés."

1. En tout état de cause, quelle que soit la définition que l'on adopte pour les faibles doses, il est clair que l'étendue de l'intervalle d'extrapolation conditionne la confiance que l'on peut avoir dans celle-ci, qui reste toujours un exercice délicat. C'est pourquoi je me félicite de l'heureuse initiative de P. HUBERT, chef du Service d'évaluation et de Gestion des risques à l'IPSN, qui a reporté sur un graphique les principales études utiles à la détermination du risque à faible dose.

¹⁴ L'IPSN n'adopte pas l'appellation reconnue d'effets déterministes mais c'est bien de ceux-ci dont il est question.



Le triangle en partie visible dans le coin inférieur gauche représente l'exposition du public ; la zone sombre adjacente représente les expositions professionnelles courantes.

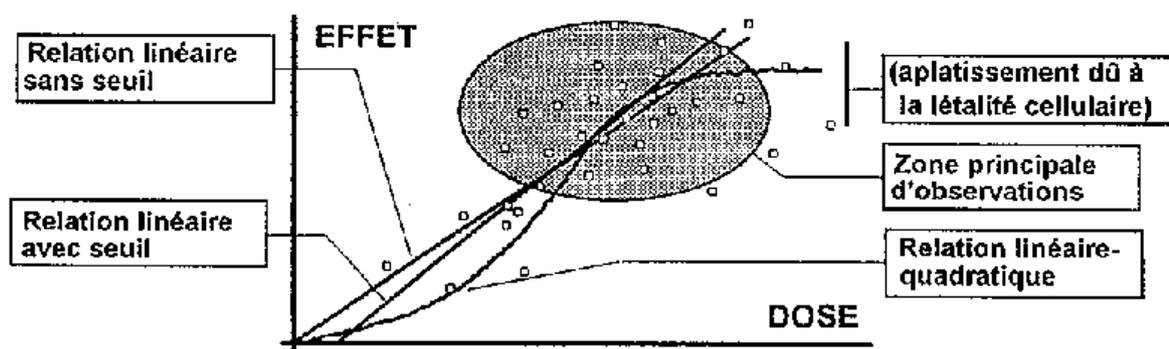
A partir de ce schéma, l'IPSN estime alors que "il apparaît que les niveaux de dose reçus par les populations suivies dans les études épidémiologiques ne sont pas si éloignés de ceux qui peuvent être atteints aujourd'hui. L'extrapolation qui porte sur le niveau de dose est donc limitée. L'examen des doses montre par exemple que la dose moyenne des survivants d'Hiroshima et Nagasaki est de 130 mGy (230 chez les personnes à « dose non nulle »), et l'excès de risque est significatif dès le groupe de dose 200-500 mGy. Chez les enfants dont la thyroïde a été irradiée, le niveau de dose auquel le risque devient significatif est assez bas, par exemple de l'ordre de 100 mGy chez les enfants israéliens soignés pour la teigne, ou dans la plage 0-300 mGy chez ceux traités pour hypertrophie du thymus. L'examen des débits de dose montre une situation radicalement différente, et ce n'est plus sur un ordre de grandeur que porte l'extrapolation mais sur 6 ou 7 sinon plus, sauf en ce qui concerne les expositions associées au radiodiagnostic pour lesquelles il n'y a alors pas d'extrapolation. L'intérêt des études en cours et l'importance des premiers résultats relatifs aux travailleurs du nucléaire, ou sur la Tchecha, ou même les descriptions de cancers de la thyroïde autour de Tchernobyl apparaissent clairement. Ils apportent des résultats dans les domaines où ils manquaient."

2. L'extrapolation doit se faire dans deux dimensions : au regard des gammes de dose considérées d'une part, des gammes de débits de dose considérés d'autre part.

L'outil principal de l'extrapolation au regard des doses reçues, est la *relation dose-effet*, expression mathématique qui donne pour chaque niveau de dose le risque de cancer radioinduit, sur l'ensemble des doses envisageables (soit de 0 à quelques Gy). Par nature cette relation dose-effet est conjecturale : on cherche justement à déterminer sa forme dans le domaine des faibles doses à partir de sa forme évaluée dans le domaine des fortes doses.

Pour quantifier le niveau de risque aux faibles doses, on doit formuler une hypothèse sur la nature mathématique de la relation dose-effet et tenter de la valider à partir des résultats obtenus à plus fortes doses. Le choix d'un type de relation dose-effet peut s'appuyer sur : 1/ des considérations générales sur les formes probables des relations dose-effet ; 2/ des considérations inspirées par l'objectif final de ces évaluations, à savoir la protection des personnes contre les effets des rayonnements ; 3/ des considérations inspirées par la biologie fondamentale. Quel qu'il soit, ce choix doit être confirmé par la qualité de l'ajustement statistique entre la prédiction (déduite de la relation dose-effet) et l'observation (déduite des résultats effectivement obtenus) aux plus fortes doses. Ce même ajustement statistique permet de déterminer les coefficients numériques du risque à faibles doses.

Le schéma ci-dessous présente trois types de relations dose-effet globalement compatibles avec des résultats observés expérimentalement.



Rappelons une fois encore à ce stade qu'il ne faut pas confondre les objets qui relèvent du « connu » (coefficients de risque calculés avec une précision relativement bonne dans le domaine des doses élevées) et ceux qui relèvent de l'hypothèse : forme de la relation dose-effet et coefficients de risque calculés dans le domaine des doses faibles. Considérer que la relation dose-effet choisie par le chercheur est une donnée expérimentale traduit une profonde erreur d'analyse.

Les analyses statistiques conduites sur les données des survivants japonais ⁽¹⁵⁾ montrent que : 1/ une relation linéaire sans seuil ajuste le mieux les données pour les

¹⁵ Je déplore l'emploi abusif du mot *données* puisque les nombres utilisés par les chercheurs sont en fait le résultat d'un ensemble de processus complexes, mais il m'est difficile de m'en passer ici. Il me faut en effet opposer les données brutes issues des enquêtes épidémiologiques et les résultats que l'on est susceptible d'obtenir en matière de relation dose-effet. Lorsque l'épidémiologiste réalise son étude, les grandeurs concernées sont des *résultats*, lorsqu'il cherche à déterminer une relation dose-effet elles deviennent les *données* d'un problème nouveau.

cancers autres que leucémies ; 2/ une relation linéaire-quadratique ⁽¹⁶⁾ ajuste le mieux les données pour les leucémies. Ces résultats ont été acquis en étudiant l'induction des cancers pour des doses inférieures à 4 Gy. En effet on constate un « aplatissement » de la relation dose-effet pour des doses supérieures, dû vraisemblablement à l'accroissement des incertitudes dosimétriques pour les personnes ayant reçu les plus fortes doses (c'est-à-dire les plus proches de l'épicentre de l'explosion) et à des effets de létalité cellulaire.

La question ne peut pas toujours être tranchée aussi distinctement. Par exemple l'étude du risque de cancer du sein radioinduit pour les femmes du Massachussets ayant subi des fluoroscopies (pour cause de tuberculose) indique que des relations linéaire et linéaire-quadratique procurent un ajustement aux données tout à fait comparable. De même, parmi les femmes traitées par radiothérapie pour un cancer de l'utérus, le risque est correctement représenté par une relation linéaire, bien que les données soient cohérentes aussi avec une relation linéaire quadratique.

3. Le champ principal de l'extrapolation réside cependant dans le passage des forts débits de dose aux faibles débits de dose. Il s'agit d'une question assez controversée au sein de la communauté scientifique internationale. Chacun est d'accord sur le fait qu'il faut prendre en compte une influence du débit de dose sur le niveau de risque. La controverse porte surtout sur la façon de déterminer l'importance de cet effet et sur la valeur numérique qu'on lui attache.

La solution généralement retenue consiste à appliquer un *facteur de réduction* aux coefficients de risque déterminés dans le domaine des forts débits. Force est de constater qu'il n'est pas facile d'évaluer de façon précise ce facteur de réduction ⁽¹⁷⁾ :

- le recours à l'épidémiologie repose sur une interprétation « forte » de la courbe représentative de la relation dose-effet ; les raisonnements impliqués seront discutés plus en détail dans la partie B. de ce chapitre car ils relèvent de controverses plus fondamentales encore et ont des implications plus vastes ;
- les études de la perte d'espérance de vie chez les animaux d'expérimentation (essentiellement la souris) semblent montrer une influence quasi nulle du fractionnement de la dose mais une influence significative du débit de dose (facteurs de réduction allant de 2 à 5) ;
- les études sur l'induction de cancers chez les animaux d'expérimentation ont donné une quantité importante de résultats ; pour des gammes de débits de dose allant de 1 à 100, voire de 1 à 1000, on détermine des facteurs de réduction compris entre 1 et 10 ⁽¹⁸⁾ ;

¹⁶ Une relation dose-effet linéaire-quadratique est la somme d'un terme linéaire (proportionnel à la dose) et d'un terme quadratique (proportionnel au carré de la dose) ; aux faibles doses le terme linéaire est prédominant et la forme de la courbe représentative est pratiquement une droite, aux fortes doses le terme quadratique est prépondérant et la forme de la courbe représentative est pratiquement parabolique.

¹⁷ Les considérations suivantes sont tirées du rapport *Risk of Radiation-induced Cancer at Low Doses and Low Dose Rates for Radiation Protection Purposes*, Documents of the NRPB, vol. 6 n° 1, 1995.

¹⁸ La valeur 1 indique bien entendu que le débit de dose n'a pas d'impact sur l'induction du cancer considéré.

- les études portant sur les transformations cellulaires mettent en évidence des facteurs de réduction compris entre 2 et 4 ;
- les études portant sur la mutagenèse dans les cellules somatiques concluent de façon variée entre une absence d'influence du débit de dose (facteur de réduction égal à 1) et la détermination de facteurs de réduction allant jusqu'à 3 ;
- les études portant sur les mutations dans les cellules germinales montrent que le débit de dose a une influence variable selon l'état de maturation des cellules germinales ; pour les plus sensibles le facteur de réduction retenu est 3.

On le voit, l'approche épidémiologique de l'évaluation du risque pour les conditions d'exposition impliquées en radioprotection bute sur des limites difficilement surmontables : imprécisions inévitables dues au caractère statistique de ce genre d'étude, faiblesse des niveaux de risque à mettre en évidence qui amène l'effet étudié à se perdre dans le bruit de fond des cancers naturels.

Puisque l'investigation par la voie de l'observation directe semble ainsi confrontée à des difficultés persistantes, il devient tentant de reporter son intérêt sur l'étude des mécanismes fondamentaux qui gouvernent l'interaction des rayonnements avec la matière ainsi que l'induction et le développement des cancers. Les derniers paragraphes relatifs à l'extrapolation vers les faibles débits montraient déjà l'intérêt de ce recours à une science plus expérimentale.

3.2 Les études de biologie fondamentale fournissent des indications intéressantes pour l'évaluation des effets des faibles doses

La nécessaire interaction entre épidémiologie et biologie fondamentale fait l'objet d'un consensus généralisé et rarement démenti. Elle est d'autant plus nécessaire que ces dernières années ont vu des progrès très significatifs dans les domaines de la biologie fondamentale qui intéressent l'étude des effets des rayonnements ionisants.

3.2.1 Les mécanismes moléculaires et biologiques de l'induction des cancers sont aujourd'hui mieux compris

1. Il est aujourd'hui définitivement acquis que l'ADN des noyaux cellulaires est la cible principale des rayonnements ionisants. De multiples études portant sur des systèmes de cellules *in vitro* montrent que les principaux effets nuisibles des rayonnements résident dans leur capacité à infliger des dommages à l'ADN :

- au niveau cellulaire il a été montré grâce à des irradiations sélectives par certains radioisotopes que c'est le noyau cellulaire qui contient les principales cibles déterminant la radiosensibilité de la cellule ;
- les dommages chromosomiques radioinduits peuvent être corrélés de façon quantitative à l'inactivation cellulaire et, dans une moindre mesure, aux mutations ;

- enfin, dans les lignées de mutants hautement radiosensibles (chez les cellules de mammifères en culture ou dans des micro-organismes), il existe une bonne corrélation entre la radiosensibilité et des déficiences génétiques affectant les processus cellulaires intervenant à l'occasion de dommages infligés à l'ADN.

Des techniques de micro-génétique d'efficacité croissante ont aussi permis d'établir des corrélations convaincantes entre le caractère carcinogène de certains agents physiques et chimiques et leur capacité à induire des mutations somatiques dans l'ADN.

L'oncogénèse apparaît ainsi résulter de mutations chromosomiques. Celles-ci peuvent être réparties en deux catégories :

- l'activation de proto-oncogènes : ces gènes ont pour fonction de favoriser les fonctions cellulaires liées à la croissance et la reproduction de la cellule ; ils sont actifs à des moments précis du cycle de vie cellulaire ; le rayonnement peut conduire à l'activation de ce type de gènes, c'est-à-dire à une mutation qui les amène soit à intervenir hors de la phase normale du cycle cellulaire, soit à exercer leur rôle de façon désordonnée ou excessive ; la cellule acquiert ainsi des caractères favorisant sa prolifération incontrôlée ; ces mutations ont un caractère dominant ; on les trouve principalement dans les leucémies ;
- l'inactivation de « gènes suppresseurs de tumeurs » : ces gènes ont pour fonction de réguler et maîtriser les phases de croissance et reproduction de la cellule ; le rayonnement peut avoir pour effet d'induire des mutations qui inhibent leur capacité à remplir leur fonction initiale ; ces mutations ont un caractère récessif ; on les trouve principalement dans les cancers solides.

Il semble que les dommages infligés aux gènes suppresseurs de tumeurs jouent un rôle plus important que les dommages infligés aux proto-oncogènes dans l'apparition effective des cancers. Dans les deux cas la cellule voit ses mécanismes de régulation ou de croissance perturbés, ce qui semble être aujourd'hui reconnu comme une des manifestations fondamentales des cancers au niveau cellulaire.

Dans cette optique, la première phase de l'induction d'un cancer radioinduit peut être considérée comme un processus dans lequel le rayonnement provoque de façon aléatoire un large éventail de dommages dans une population cellulaire donnée. Pour un ensemble spécifique de gènes (proto-oncogènes, gènes suppresseurs de tumeurs), ces dommages s'ils ne sont pas réparés de façon correcte peuvent induire un ensemble de mutations créant les conditions favorables au développement du processus d'oncogénèse.

Ces mutations ne sont pas spécifiques des rayonnements : il n'existe pas à l'heure actuelle de preuve ou même d'indication que les rayonnements ionisants auraient une « signature » chromosomique déterminée. Cette preuve existerait que cela poserait des problèmes de nature totalement différente : faudrait-il limiter l'embauche dans les métiers exposés aux rayonnements à des travailleurs « génétiquement corrects » ? Faudrait-il imposer des examens génétiques aux personnes victimes d'un cancer afin de déterminer si celui-ci peut être considéré comme une maladie professionnelle ? Pour

l'instant la science n'a rien mis en évidence de façon sérieuse qui permette de s'orienter vers des difficultés de cette nature.

Il faut enfin noter que certaines étapes ultérieures du processus d'oncogenèse semblent elles aussi soumises à des effets des rayonnements ionisants. En particulier la capacité du système immunitaire à repérer et détruire les cellules mutées et potentiellement cancéreuses est diminuée par une exposition (généralement une exposition au corps entier). Ce phénomène est d'ailleurs mis à profit en matière de greffes d'organe : une irradiation du sujet greffé diminue les défenses immunitaires et facilite l'acceptation du greffon par le receveur.

2. Les années récentes ont vu également des avancées très sensibles dans la connaissance des **mécanismes de protection cellulaire**. En effet l'ADN est soumis en permanence à des agressions dues à la présence d'espèces chimiques très réactives dans le milieu cellulaire. La survie de la cellule implique la mise en oeuvre de mécanismes tendant à contrecarrer ces agressions.

La protection contre l'agression s'exerce à trois niveaux ⁽¹⁹⁾. Une première ligne de défense, qui ressortit à la *chimie*, assure la protection des constituants élémentaires de la cellule contre les effets des dérivés actifs de l'oxygène :

- en limitant la diffusion des espèces chimiques à longue durée de vie, la compartimentation cellulaire des eucaryotes constitue un premier élément ;
- diverses enzymes régulent l'activité cellulaire et assurent l'élimination de certains radicaux libres ;
- certaines molécules fonctionnent comme des « pièges » à radicaux libres ;
- enfin toute molécule capable de « séquestrer » les ions métalliques contenu dans le milieu cellulaire limite leur rôle activateur.

Il faut noter que la connaissance des processus cellulaires de défense contre les radicaux libres a eu des conséquences bien concrètes. Elle a permis par exemple de développer, essentiellement depuis le début des années 90, des stratégies thérapeutiques pour le traitement de pathologies chroniques (maladies rhumatoïdes, maladies inflammatoires...).

¹⁹ Les passages qui suivent sont inspirés d'un rapport établi par la Direction des Sciences du Vivant, *Données récentes sur les effets biologiques des rayonnements ionisants. Données moléculaires et cellulaires. Données épidémiologiques*, CEA, janvier 1995. Ce document volumineux (près de 190 pages dont 40 pages de références bibliographiques) n'est pas d'un abord facile pour le néophyte : on y apprend par exemple en p. 45 que "D'autres glycosylases, responsables de l'élimination de différents types de bases modifiées, ont été décrits, tant chez les procaryotes que chez les eucaryotes : suppression de l'uracile issue de la méthylation d'une cytosine, élimination des bases alkylées telles que la 3-méthyl-adénine ou les méthyl-guanines, élimination des purines à cycles ouverts comme les formamidopyrimidines (MICHAELS et al., 1992b)." Le lecteur sera immédiatement rassuré en apprenant dans la phrase suivante que "L'action de ces enzymes, qui clivent les liens N-glycosidiques, aboutit à la formation d'un site apurinique qui sera corrigé par les systèmes de correction des mésappariements et d'excision-ré-synthèse." La science est un langage universel... mais pour quel univers ?

Une deuxième ligne de protection ressortit à la *biochimie* et met en oeuvre un contrôle génétique de la réparation de l'ADN. L'importance de cette ligne de protection est attestée par l'existence de maladies humaines que l'on a montré être liées à un défaut de réparation. Ces syndromes se traduisent par une instabilité génétique accrue :

- dans la plupart des cas, les syndromes sont associés à une prédisposition accrue à l'apparition de cancers ;
- certains syndromes sont caractérisés par une hypersensibilité aux rayonnements ionisants (ataxie-télangiectasie, qui se manifeste par des troubles de l'équilibre, des déficits immunitaires ou des dilatations vasculaires permanentes dans les tissus conjonctifs), une hypersensibilité aux rayonnements ultraviolets (syndrome de COCKAYNE...) ou une modification de la réponse à certains agents chimiques (syndrome de BLOOM, anémie de FANCONI...)
- il est également connu qu'un certain nombre de cancers (colon, endomètre, ovaire) sont associés à des dysfonctionnements des systèmes de réparation ou de correction.

Les rayonnements ionisants, de même que les rayonnements ultraviolets, sont susceptibles d'induire plusieurs types d'altérations au niveau de l'ADN. Il peut s'agir : 1/ de transformations dans les espèces chimiques constitutives de l'ADN (modification, élimination, établissement de liaisons entre les deux brins de l'ADN...) ; 2/ de la cassure d'un des brins de l'ADN ; 3/ de la cassure simultanée des deux brins de l'ADN. Les deux premières altérations sont connues sous le nom de *lésions ponctuelles*, la troisième est simplement appelée *cassure double brin*. Les mécanismes de réparation associés à ces diverses altérations sont différents :

- pour les lésions ponctuelles, les mécanismes de réparation sont beaucoup mieux connus depuis quelques années ; il semble qu'ils soient quasiment toujours fidèles c'est-à-dire que la réparation ne conduit pas à une erreur dans la structure du gène réparé ; le fait que la lésion soit ponctuelle entraîne en effet la conservation de l'information génétique correcte sur le second fragment d'ADN, non touché par l'altération, ce qui permet la bonne reconstitution du brin lésé ; le rapport de l'Académie des sciences (1995) indique que l'efficacité de ces systèmes de réparation est plus grande chez l'homme que chez les rongeurs, animaux utilisés par ailleurs pour évaluer les effets des rayonnements ionisants ;
- pour les cassures double brin, la situation est plus délicate : il apparaît en effet que les mécanismes de réparation peuvent être fautifs ; ceci est compréhensible puisque les deux brins d'ADN étant coupés, il n'existe plus de référence permettant de « piloter » les systèmes de réparation d'ADN et d'obtenir la reconstitution à l'identique du double brin originel ; il est donc possible de voir apparaître des anomalies chromosomiques ; on ne connaît pas aujourd'hui de modèle général permettant de décrire le processus de recombinaison ; par ailleurs de nombreux travaux tendent à montrer qu'une hypersensibilité aux

rayonnements ionisants est souvent liée à une carence dans les processus de réparation des cassures double brin.

La troisième ligne de défense met en jeu les *mécanismes de régulation cellulaire*. Les rayonnements ionisants ont un effet avéré sur les régulations transcriptionnelles. Rappelons que la transcription est l'opération par laquelle l'information génétique contenue dans l'ADN est transportée sur l'« ARN messager » (acide ribonucléique) ; cet ARN est ensuite utilisé pour la fabrication des diverses protéines impliquées dans la vie de la cellule. L'exposition des cellules aux rayonnements ionisants est susceptible d'induire l'activation ou l'inactivation de certaines synthèses protéiques. Ces effets peuvent se situer à 3 stades :

- au niveau transcriptionnel directement : le rayonnement influe sur les séquences régulatrices de certains gènes contrôlant le mécanisme de transcription ;
- au niveau post-transcriptionnel : le rayonnement peut modifier l'activité des ARN messagers issus de la transcription ; ce mode de régulation n'a jusqu'à présent été mis en évidence que pour les transcriptions impliquant un gène appelé p53, qui joue au demeurant un rôle important dans les processus d'oncogenèse ;
- au niveau que j'appellerai post-post-transcriptionnel ⁽²⁰⁾, c'est-à-dire sur la protéine synthétisée *in fine* : certaines enzymes régulatrices du fonctionnement cellulaire semblent être directement activées par les rayonnements ionisants.

De nombreux travaux suggèrent que l'initiation de la réponse transcriptionnelle au rayonnement ionisant se situe de façon préférentielle au niveau des lésions radioinduites de l'ADN. Cependant ces travaux ne permettent pas d'affirmer que les lésions d'ADN constituent un préalable nécessaire au déclenchement de la réponse.

Les effets transcriptionnels décrits ci-dessus ont des conséquences importantes sur le fonctionnement de la cellule. Ils se développent dans deux directions :

- la modification du déroulement du cycle cellulaire : la vie d'une cellule est bien typée et montre plusieurs phases conduisant de la quiescence (repos cellulaire) à la mitose (division en deux cellules filles) ; la préparation et le passage de chaque phase à la suivante implique la mise en oeuvre de protéines régulatrices ; sur la plupart des types cellulaires l'irradiation a pour effet de ralentir le cycle, ce qui favorise la mise en oeuvre des processus de réparation des lésions avant l'entrée en phase de division ;
- la mort cellulaire programmée (apoptose) permet d'éliminer certaines cellules « déviantes » ; il s'agit d'un processus intervenant à de multiples reprises dans la vie de l'individu, en particulier pour le développement embryonnaire, la maturation fonctionnelle de certains organes et la formation des systèmes immunitaires et nerveux ; on a mis en évidence sur certaines cellules une

²⁰ Il va de soi que ce néologisme personnel ne fait pas partie du vocabulaire scientifique !

influence du rayonnement sur le déclenchement de l'apoptose, dont on commence à défricher les mécanismes intimes.

De façon générale et pour reprendre brièvement les considérations précédentes, il semble que, dans certaines conditions, les rayonnements ionisants induisent des mécanismes cellulaires réduisant la nocivité de ces rayonnements : ralentissement du cycle, mort programmée. Il faut cependant indiquer que la plupart des effets mentionnés ci-dessus n'interviennent que dans des conditions déterminées : le rapport du CEA indique en effet que *"Les modifications de synthèses protéiques résultant d'une irradiation ont, le plus souvent, été mises en évidence à des doses relativement élevées, de l'ordre du Gray ou de la dizaine de Gray. Elles ont été généralement étudiées sur des lignées de cellules transformées ou cancéreuses dont les propriétés particulières rendent difficile toute élaboration d'un schéma physiologique général (FORNACE, 1992). Ces cellules présentent en effet des caractéristiques spécifiques dans l'accomplissement du cycle cellulaire, les processus de régulation et les systèmes de réparation. Selon les types cellulaires et les rayonnements, les fonctions affectées par les rayonnements ionisants diffèrent, ce qui reflète les différents types de réponses, en fonction des voies métaboliques affectées (métabolisme oxydatif, réparation de l'ADN)."*

L'Académie des sciences a eu manifestement accès à des sources complémentaires d'information puisqu'elle pense pouvoir se passer de la prudence manifestée par la Direction des Sciences du Vivant du CEA. Elle omet par exemple de reprendre la réserve exprimée dans le rapport du CEA, selon laquelle pour les effets de contrôle du cycle cellulaire *"chez les mammifères, la difficulté d'interprétation réside à nouveau dans le fait que la plupart des études portent sur des cellules immortalisées"* ⁽²¹⁾ (p. 71).

Par ailleurs l'Académie indique lorsqu'elle évoque les effets cellulaires des rayonnements ionisants que *"L'organisme est capable de diminuer l'effet génotoxique des rayonnements ionisants : [...]"* (p. 14), faisant ainsi une extrapolation vers l'organisme entier des résultats obtenus sur des cultures cellulaires. Cette extrapolation est-elle justifiée ? Je ne peux m'empêcher de me poser la question lorsque je lis dans le rapport du CEA que *"Le type cellulaire, l'état de différenciation des cellules, le microenvironnement cellulaire constituent in vivo des paramètres déterminants de la radiosensibilité. Ces aspects, qui doivent faire l'objet d'efforts de recherche, sont à considérer avec la plus grande attention lorsque l'on tente d'établir des liens entre données moléculaires et réponses cellulaires ou tissulaires"* appréciation formulée justement à propos des effets de régulation du cycle cellulaire (p. 72).

J'ai tenté de broser ici un panorama complet mais simple des phénomènes impliqués par les rayonnements ionisants aux niveaux moléculaire et cellulaire. La science a accompli des progrès importants ces toutes dernières années, au point que par exemple la prestigieuse revue *Science* a élu « molécules de l'année 1994 » les molécules impliquées dans les processus de réparation des matériels génétiques.

²¹ Les cellules "immortalisées" sont caractérisées par une capacité de croissance indéfinie. Il convient de noter à cet égard que *"l'immortalisation de cellules humaines sous l'effet d'une irradiation (dose initiale de 26 Gy délivrée en 4 heures, suivie d'expositions brèves de 2 Gy) n'a été observée qu'à une seule reprise, après quatre ans de traitement. [...] A cette exception près, un processus complet d'immortalisation-transformation n'a jamais été obtenu avec des cellules humaines sous le seul effet des radiations."* (rapport CEA/DSV, janvier 1995, p. 74).

Quelles peuvent être les répercussions de toutes ces avancées du savoir pour l'évaluation du risque radiologique ? Leur interprétation à cette fin est délicate en vérité car ces avancées ont eu pour objet de mettre en évidence des mécanismes qualitatifs plutôt que de préciser des mécanismes quantitatifs.

3.2.2 Les apports de la biologie fondamentale à l'évaluation quantitative du risque radiologique restent cependant difficiles à interpréter

Il serait vain d'attendre de la biologie fondamentale qu'elle puisse répondre un jour à la question essentielle : *"quel est le niveau de risque associé à une dose donnée ?"* L'ensemble des considérations que j'ai développées dans les paragraphes précédents, ainsi que les appréciations que j'ai pu recueillir auprès de multiples personnalités ⁽²²⁾, montrent que la capacité quantitative des études radiobiologiques reste extrêmement limitée, pour ne pas dire quasi nulle. Or c'est bien d'une relation dose-effet, d'une détermination d'un ou de plusieurs coefficients de risque pertinents, qu'a besoin la radioprotection pour asseoir ses bases scientifiques.

En premier lieu la biologie fondamentale n'échappe pas à des difficultés pratiques dans le domaine des faibles doses. Comme pour l'épidémiologie les études se heurtent à des problèmes de sensibilité et de mesure des effets biologiques des rayonnements. Ce phénomène était rappelé par B. ESTEVE (CIRC) lors d'une réunion organisée le 21 juin 1995 à l'IPSN, malgré la féroce opposition de certains « partis », pour procéder à l'examen du rapport précité du NRPB commandé par l'IPSN. Je trouve une confirmation de cette appréciation dans le rapport de CEA/DSV, qui indique par exemple à propos des études sur les effets moléculaires et cellulaires : *"La plupart des données expérimentales actuelles ont été obtenues à des doses supérieures à 0,5 Gy. Ces valeurs permettent d'induire une réponse cellulaire observable et d'analyser les mécanismes moléculaires mis en jeu. Elles sont toutefois éloignées des niveaux de faibles doses et faibles débits de doses, et il reste à préciser les relations entre dose et réponses cellulaires éventuelles pour des niveaux inférieurs à 0,5 Gy. Ces études supposent la mise en oeuvre d'outils d'investigation très fins pour détecter des événements rares et peu marqués (régulation d'activités enzymatiques, modulations de l'expression génétique). Un effort doit également porter sur les relations entre réponses moléculaires et cellulaires et débits de dose (la majorité des travaux ont été réalisés à des débits de dose supérieurs à 0,2-0,5 Gy.mn⁻¹), ainsi que sur les aspects de fractionnement de la dose."* (p. 10)

En deuxième lieu, la complexité du mécanisme d'oncogenèse interdit aujourd'hui toute détermination quantitative du risque radiologique à partir de l'étude de ses mécanismes élémentaires. On s'accorde aujourd'hui à considérer que le mécanisme d'oncogenèse se déroule suivant plusieurs étapes :

- l'*initiation* peut être définie comme un événement cellulaire stable et irréversible, spontané ou résultant de l'exposition à un agent carcinogène, qui prédispose la cellule à une évolution tumorale ultérieure ; les paragraphes précédents ont montré que dans le cas de l'exposition aux rayonnements ionisants, ces événements initiateurs étaient des mutations de gènes spécifiques

²² Le terme d'*expert* semble avoir mauvaise presse aujourd'hui !

(activation de proto-oncogènes ou inactivation de gènes suppresseurs de tumeurs) ;

- la *promotion* est le processus par lequel les cellules initiées reçoivent un stimulus anormal de croissance et commencent à proliférer de façon semi-autonome ; cette prolifération semble découler à la fois de la perturbation interne des mécanismes régulateurs de la croissance et de la perte de certaines fonctions assurant une régulation intercellulaire collective ; au contraire des événements initiateurs, les effets promotionnels sont généralement réversibles et supposent la plupart du temps une exposition répétée, prolongée ou chronique à l'agent promoteur ; ils peuvent également résulter (mais dans une moins large mesure) de l'interaction avec d'autres mutations dans la même cellule ; le résultat net de la phase de promotion est l'accumulation clonale de cellules pré-cancéreuses dans les tissus, qui peut conduire à des manifestations cliniques détectables (papillomes bénins, adénomes...) ;
- la *conversion* est la phase critique où les cellules pré-cancéreuses acquièrent les caractères conduisant à l'état cancéreux ; ces changements sont supposés être provoqués par l'accumulation de nouvelles mutations dans le matériel génétique de ces cellules ; la question n'est pas encore tranchée de savoir si ces mutations sont la conséquence directe (mais tardive) des premières mutations survenues dans la phase d'initiation ou si elles découlent d'événements indépendants ;
- la *progression maligne* se manifeste par l'invasion des tissus, la colonisation du sang et du système lymphatique et l'établissement de foyers secondaires de tumeurs : les métastases ; il s'agit de la phase la plus complexe de l'oncogenèse.

Toutes les études évoquées au 3.2.1 sont relatives à la phase d'initiation seulement. Les autres phases sont beaucoup plus mal connues. Cependant il est largement considéré aujourd'hui que l'étape essentielle dans l'oncogenèse radioinduite se situe justement au niveau de l'initiation. En tout état de cause il me paraît difficile de déduire abruptement quelque conclusion sur le niveau du risque radiologique à partir d'études encore partielles relatives à la première étape seulement d'un processus complexe.

En dernier lieu, et de façon plus essentielle, l'approche « mécaniste » dont relèvent les études de biologie fondamentale s'accorde mal avec la nécessité de décrire, au niveau de l'organisme tout entier, cet effet aléatoire qu'est l'apparition d'un cancer ou son induction par les rayonnements. La précision et la finesse toujours plus grandes avec lesquelles sont décryptées les réalités de la nature en matière d'oncogenèse ne laissent pas de place — tout au moins dans la façon dont ces réalités sont exprimées par le langage de la biologie fondamentale — au hasard visible dans la répartition du risque au sein d'ensembles d'individus par ailleurs semblables.

En matière d'évaluation du risque radiologique, la biologie fondamentale permet surtout de mettre en évidence les mécanismes essentiels de l'oncogenèse : lésions, réparations, interactions intra- et intercellulaires... et de préciser leurs conditions de

manifestation. En ce sens elle est parfaitement à même de fournir des informations importantes sur les conditions de validité des hypothèses (implicites ou explicites) sur lesquelles s'appuient les évaluations dérivées du risque dans le domaine des faibles doses, en particulier les formes de l'extrapolation.

Cependant les études épidémiologiques n'ont en aucune façon l'obligation de se reposer sur la compréhension des mécanismes de l'oncogenèse. On a parfois trop tendance à l'oublier lorsque sont évoqués leurs défauts dans le domaine des faibles doses. Les études épidémiologiques constituent un champ autonome d'investigation, même si leur interprétation est grandement facilitée par une concordance avec les informations tirées de la biologie fondamentale. Je regrette ainsi que certaines institutions prestigieuses appellent "*données appliquées*" les résultats issus des études épidémiologiques : ceux-ci ne sont pas plus « appliqués » que les résultats issus de la biologie fondamentale. Comme eux ils sont le produit d'un faisceau d'hypothèses, d'expériences et de mesures, ainsi que de l'interprétation qu'en donne le chercheur.

C'est un travers bien français de croire que la science expérimentale a plus de valeur que la science d'observation. C'est peut-être vrai au plan épistémologique, c'est certainement moins vrai dans la recherche quotidienne du progrès scientifique : il n'y a pas une discipline noble et une discipline roturière.

C'est véritablement à une intime complémentarité entre épidémiologie et biologie fondamentale qu'invitent les incertitudes multiples qui affectent l'une et l'autre de ces disciplines. Elles ne peuvent s'exclure mais ont encore du mal à s'articuler de façon pleinement efficace. Cette interaction est pourtant capitale car, comme l'indique l'UNSCEAR dans son rapport 1993, "*il est également important de remarquer que, en sus de son rapport évident à la protection radiologique, la compréhension plus profonde des mécanismes de l'oncogenèse radioinduite devrait contribuer de façon substantielle à la recherche fondamentale sur le cancer, un champ très actif et en plein développement dans lequel on cherche actuellement à accomplir des avancées spectaculaires.*" Dans le paragraphe 204 de son annexe E (p. 588), l'UNSCEAR plaide d'ailleurs pour une meilleure intégration de la recherche sur l'oncogenèse radioinduite dans le champ toujours plus étendu de la biologie des cancers.

Les chemins de la connaissance scientifique sont tout à la fois prometteurs et difficiles. Qui peut prétendre aujourd'hui donner une réponse claire et définitive à ceux qui demandent des évaluations numériques précises du risque radiologique ? La multiplicité des études et des résultats, leur caractère souvent divergent et parfois contradictoire, démontrent à l'évidence qu'en ce domaine la « vérité » scientifique est construite plus que révélée.

C'est pourquoi la détermination des meilleures évaluations possibles ne peut se faire que dans un cadre international très large.

B. LA REEVALUATION DES COEFFICIENTS DE RISQUE PAR L'UNSCEAR EN 1988 A JUSTIFIE LA REVISION DES RECOMMANDATIONS DE LA CIPR

1. LES TRAVAUX DE LA CIPR S'APPUIENT LARGEMENT SUR CEUX DE L'UNSCEAR

En matière d'effets des rayonnements ionisants il n'y a pas de monopole du savoir. Plusieurs institutions étudient depuis de nombreuses années les publications scientifiques relatives aux effets des rayonnements ou aux disciplines connexes dans la mesure où elles peuvent avoir des répercussions sur les estimations de risque. Les plus importantes de par l'ampleur des débats qui les animent et l'impact des conclusions auxquelles elles parviennent sont l'UNSCEAR et la CIPR.

1.1 Les travaux de l'UNSCEAR sont l'expression privilégiée du consensus scientifique international

1.1.1 L'UNSCEAR est le mandataire de l'Organisation des Nations Unies

L'UNSCEAR (*United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*) a été établi par l'Assemblée générale des Nations Unies lors de sa dixième Session, tenue en 1955. Ses termes de référence sont définis par la résolution 913 (X) du 3 décembre 1955 : l'objet principal des travaux du Comité consiste à évaluer les conséquences sur la santé humaine des rayonnements ionisants. Pour cela le Comité oriente ses actions dans deux directions : le recensement et l'évaluation des sources de rayonnement auxquelles est soumise la population mondiale ; l'évaluation des effets biologiques des rayonnements ionisants.

Initialement composé de 15 pays, le Comité a été élargi par deux fois par les résolutions 3154 C (XXVIII) du 14 décembre 1973 et 41/62 B du 3 décembre 1986.

Les experts de chaque délégation sont nommés par leur gouvernement. Des représentants de diverses organisations internationales sont souvent invités à suivre les travaux du Comité (OMS, FAO, Programme des Nations unies pour l'Environnement, Agence internationale de l'Énergie atomique...), ainsi que des représentations de la CIPR (Commission internationale de Protection radiologique) et de la Commission internationale des Unités et Mesures radiologiques (ICRU).

Il semble que les positions défendues par les uns et les autres ne visent pas nécessairement à soutenir des intérêts nationaux. On m'a ainsi rapporté que des discussions tendues ont eu lieu entre plusieurs membres de la délégation américaine lors des sessions 1993 et 1994, au point que le chef de délégation aurait envisagé de demander l'arbitrage du Secrétaire d'État.

Le Comité ne conduit pas lui-même ni ne commande de travaux scientifiques. Le secrétariat du Comité rassemble les études publiées dans les revues scientifiques internationales et collationne les rapports généraux qui peuvent être adressés par les États membres (programmes de surveillance de la radioactivité, rapports sur les effets des

rayonnements ionisants, statistiques diverses). Par ailleurs le Comité envoie aux autorités de divers pays un questionnaire sur les expositions médicales et un questionnaire sur les expositions professionnelles ; ces deux enquêtes permanentes concernent également certains États non membres du Comité (Chili, Hongrie, Espagne, Danemark, Finlande...).

Composition de l'UNSCEAR en 1993

PAYS	DATE	REPRÉSENTANTS
Argentine	1955	6
Australie	1955	1
Belgique	1955	6
Bésil	1955	2
Canada	1955	9
Chine	1986	7
Égypte	1955	5
France	1955	9
Allemagne (a)	1973	7
Inde	1955	3
Indonésie	1973	3
Japon	1955	11
Mexique	1955	1
Pérou	1973	1
Pologne	1973	6
Russie (b)	1955	12
Slovaquie (c)	1955	1
Soudan	1973	2
Suède	1955	4
Royaume Uni	1955	4
États-Unis	1955	11

(a) Allemagne de l'Ouest, avant la réunification
 (b) URSS avant 1991 ; (c) Tchécoslovaquie avant 1992

Le Comité se réunit en session annuelle pour examiner, amender puis adopter les documents préparés par le secrétariat avec l'aide d'un groupe de consultants (dont certains sont d'ailleurs membres de délégations nationales). Plusieurs années sont nécessaires pour adopter un rapport. Pour des raisons de bonne organisation du travail, les rapports sont parfois publiés sur plusieurs années : par exemple les rapports 1986 et 1988 constituent en fait un seul ensemble, de même les rapports 1993 et 1994 constituent ensemble le dernier état des connaissances sur les effets des rayonnements, au regard du Comité.

Afin de faciliter la diffusion des connaissances synthétisées par le Comité, les rapports présentés à l'Assemblée générale des Nations Unies ne rassemblent qu'une trentaine de pages environ. En revanche leurs annexes scientifiques comportent plusieurs centaines de pages au total.

Conformément à la mission première du Comité, les rapports sont généralement accompagnés par les trois annexes suivantes :

- expositions à partir des sources naturelles de rayonnements ;
- expositions à partir des sources artificielles de rayonnements ; dans le rapport 1988, l'examen s'était limité aux expositions découlant de la production

d'électricité d'origine nucléaire ; dans le rapport 1993 sont aussi examinées les expositions du public découlant des tests d'armes nucléaires dans l'atmosphère, des tests souterrains, de la fabrication des armes nucléaires, de la production et de l'utilisation des radioisotopes, des accidents d'irradiation ; le rapport 1993 consacre une annexe spéciale aux expositions professionnelles ;

— expositions découlant des usages médicaux des rayonnements.

Selon le « millésime », d'autres annexes sont jointes : expositions dues à l'accident de Tchernobyl (1988), risques génétiques (1988), effets carcinogènes des rayonnements sur l'homme (1988), effets précoces sur l'homme des doses élevées de rayonnements (1988), mécanismes de l'oncogenèse radioinduite (1993), influence de la dose et du débit de dose sur les effets stochastiques du rayonnement (1993), effets héréditaires (1993), effets des rayonnements sur le développement du cerveau humain (1993), effets déterministes retardés chez les enfants (1993), études épidémiologiques des effets carcinogènes des rayonnements (1994), réponses adaptatives aux rayonnements dans les cellules et les organismes (1994).

1.1.2 Les rapports successifs de l'UNSCEAR retracent les progrès continus dans la connaissance des effets des rayonnements ionisants

Depuis sa création l'UNSCEAR a publié 6 rapports principaux en 1958, 1964 (précédé d'un rapport partiel en 1962), 1972 (rapports partiels en 1966 et 1969), 1977, 1988 (rapports partiels en 1982 et 1986) et 1993-94. Ils montrent l'évolution des connaissances et des concepts présidant à leur interprétation.

1. L'évolution des concepts va bien au delà du changement d'unités légales intervenu en matière de rayonnements (passage du rad au Gray et du rem au Sievert). Le mot même de *dose* a été d'abord utilisé de façon abusive et peu rigoureuse : il fallait inférer du contexte local l'utilisation du concept de dose absorbée, dose équivalente, voire dose d'exposition⁽²³⁾. Dans le rapport 1962 les doses étaient exprimées soit en rad soit en rem. Les rapports suivants ont manifesté plus de rigueur avec l'utilisation exclusive de la dose absorbée (car l'un des objectifs poursuivis tout au long de ces rapports consistait justement à évaluer les facteurs de pondération permettant de convertir la dose absorbée en dose équivalente). Enfin, en 1982 la préférence a été donnée à la dose équivalente du fait de l'évidence croissante du caractère cancérigène des produits de filiation du radon et de l'intérêt croissant du Comité pour l'estimation de facteurs de risque, pour lesquels le concept de dose équivalente est plus adapté.

A côté de ces différentes expressions de la dose reçue, l'UNSCEAR a mis au point et utilisé de nombreux autres concepts :

²³ Voir au début de ce chapitre pour la dose absorbée et la dose équivalente. La *dose d'exposition* mesure, par unité de masse d'air, la charge électrique totale portée par les ions secondaires (de même signe) produits dans l'air quand tous les électrons libérés par l'interaction d'un rayonnement X ou γ avec l'air sont complètement stoppés ; la dose d'exposition n'est pratiquement plus utilisée pour les travaux visant à estimer les risques des rayonnements (puisqu'on s'intéresse à de la matière vivante, qui n'est pas de l'air...).

- au début des travaux du Comité, deux effets biologiques étaient prédominants : la leucémie et les effets héréditaires ; le Comité a en conséquence défini la *dose moyenne à la moëlle osseuse* (en reconnaissant que cette moyenne n'était valable que si la relation dose-effet était linéaire sans seuil) et la *dose significative au plan génétique* définie par la dose qui, reçue par l'ensemble des membres du public, causerait le même dommage génétique à la population que les doses effectivement reçues par les personnes actuellement exposées ;
- les travaux relatifs aux effets des retombées des essais nucléaires atmosphériques ont amené le Comité à introduire dans son rapport 1962 le concept d'*engagement de dose* afin de tenir compte des expositions causées par des pratiques longues ;
- le Comité a hésité jusqu'en 1977 à utiliser le concept de *dose collective* car il impliquait la validité de l'hypothèse de linéarité sans seuil pour les effets des rayonnements ;
- l'UNSCEAR a commencé à évaluer des *coefficients de transferts* dans son rapport 1969 afin d'affiner les évaluations des doses reçues du fait de la contamination de l'environnement ;
- suite à la publication de recommandations par la CIPR en 1977 (publication CIPR 26) le Comité a employé le concept d'*équivalent de dose efficace* dans son rapport 1982 afin de traduire le risque global provoqué par des expositions non uniformes entre les organes.

Enfin l'UNSCEAR a progressivement étendu le nombre d'organes pour lesquels il a cherché à établir des évaluations de dose : gonades et moëlle osseuse dans son premier rapport (1958), puis tissus épithéliaux des os (1969) puis poumons (1977). Cependant le Comité a également cherché à estimer des coefficients de risque pour d'autres organes : thyroïde (1964), sein et poumon (1972).

2. L'évolution dans les évaluations des doses reçues montre la même tendance au raffinement des estimations :

- les *sources naturelles* d'exposition étaient considérées dans les premiers travaux de l'UNSCEAR comme limitées à l'irradiation cosmique, l'irradiation γ tellurique et l'exposition due à la présence de potassium 40 dans le corps humain ; le rapport 1982 a mis en évidence la contribution du radon (et produits de filiation) qui a doublé les estimations précédentes ;
- les *explosions d'armes nucléaires* ont fait l'objet d'évaluations progressives : étude des phénomènes météorologiques (1958-1966), application du concept d'engagement de dose (1962), intérêt pour la contamination de certaines chaînes alimentaires (1964), généralisation des coefficients de transfert (1969), premières évaluations de doses collectives (1977) ;
- la *production d'électricité d'origine nucléaire* a été l'objet d'un surcroît d'intérêt à l'aube des années 70 ; le rapport 1977 a donné lieu à une approche plus

systematique des doses reçues du fait de chaque étape du cycle de production d'électricité, de la mine jusqu'à la gestion du combustible irradié ; le rapport 1982 a mis en évidence l'importance des doses reçues du fait du radon ;

- les *expositions médicales* ont retenu l'attention du Comité depuis l'origine ; elles ont fait l'objet de communiqués dès avant la publication du premier rapport en 1958 et ont été à l'origine de l'emploi de la dose significative au plan génétique ; le rapport 1966 semble avoir été le premier texte international présentant des mesures concrètes visant à diminuer les doses reçues du fait des expositions médicales ; en 1977 le Comité a cherché à évaluer les conséquences globales pour l'individu des expositions médicales, qui touchent des organes autres que ceux qui sont volontairement traités par les rayonnements, mais il a dû attendre 1982 pour adopter le concept d'équivalent de dose efficace ;
- les *expositions professionnelles* ont toujours été traitées par le Comité mais jusqu'en 1972 très peu de résultats étaient disponibles sur la question ; les premières analyses poussées ont été effectuées dans le rapport 1977 (distribution des doses, doses collectives...) ;
- les *expositions diverses* (rayonnement cosmique sur les passagers des avions, production de rayons X « mous » par les télévisions, montres à cadrans lumineux, électrodes de soudage au thorium...) ont retenu l'attention de l'UNSCEAR dès le rapport de 1958 ; en 1977 l'UNSCEAR a considéré séparément les expositions dues au développement technologique (utilisation de détecteurs de fumée, passage dans les détecteurs de métaux par exemple) et les accroissements à l'exposition naturelle dûs aux activités humaines (développement des vols long courrier, exposition due aux radionucléides émis dans les fumées et cendres des centrales à charbon...) ;
- les *accidents d'irradiation* ont fait l'objet de développements dans les divers rapports suivant leur occurrence ou la publication d'un volume suffisant d'informations ultérieures les concernant : accidents de criticité, production de rayons X dans des appareils non blindés, accidents d'avions transportant des armes nucléaires, accidents de sous-marins, pertes de sources radioactives, accidents dans des réacteurs nucléaires...

3. L'évolution des estimations de risque a également reflété les progrès généraux des connaissances :

- en matière d'évaluation des *effets héréditaires*, l'UNSCEAR a oscillé entre la méthode de la dose doublante⁽²⁴⁾ et des méthodes fondées sur l'évaluation directe des taux de mutation ; en 1958 et 1962 la préférence était donnée à la méthode de la dose doublante ; la démonstration d'un effet de débit de dose et de l'influence de l'intervalle séparant l'irradiation de la conception ont amené

²⁴ La *dose doublante* est la dose qui appliquée à une population produit des mutations aussi nombreuses que celles qui surviennent naturellement au sein de cette population, pour un nombre donné de générations.

l'UNSCEAR à abandonner cette approche dans le rapport 1966 ; une timide réapparition est notée dans le rapport 1972, puis les deux méthodes sont présentées sur un pied d'égalité depuis 1977 ; il faut noter que les effets héréditaires sur l'homme n'ont jamais pu être mis en évidence directement et qu'ils sont estimés à partir des connaissances génétiques générales relatives à l'espèce humaine et aux résultats d'expériences menées sur des animaux (principalement des souris) ;

— le *risque cancérogène* des rayonnements ionisants a fait l'objet d'une attention croissante de la part de l'UNSCEAR lorsqu'il s'est avéré qu'il s'agissait du risque stochastique le plus élevé :

- en 1958, à partir des données provenant des survivants japonais et des patients traités pour spondylarthrite ankylosante, l'UNSCEAR donne une estimation de l'incidence des leucémies ; est également incluse une évaluation de l'incidence des cancers des os qui peuvent résulter des radiations naturelles et des retombées des essais atmosphériques ;
- en 1962, l'UNSCEAR s'intéresse à l'hypothèse de linéarité sans seuil, sans pouvoir à l'époque indiquer si l'utilisation de cette hypothèse sur-estime ou sous-estime le niveau réel du risque ; il décide de présenter des estimations de risque comparées entre divers organes plutôt que des estimations de risque absolues ;
- en 1964 l'UNSCEAR ne voit pas de nouvel élément l'autorisant à modifier sa méthode comparative d'estimation ; il annonce cependant que les résultats publiés depuis 1962 l'amènent à penser que des évaluations directes seront possibles bientôt ;
- en 1972 l'UNSCEAR met en évidence l'utilité des études épidémiologiques et discute en détail des conditions dans lesquelles leurs résultats pourraient contribuer à l'estimation du risque radiologique ; les évaluations de risque se précisent pour la leucémie (aplatissement de la relation dose-effet aux fortes doses) ou sont effectuées pour les cancers du poumon, du sein, de la thyroïde à partir des données japonaises ;
- en 1977 l'UNSCEAR présente une discussion détaillée sur la validité des données à partir desquelles sont fondées les estimations de risque ; pour la première fois les estimations de risque concernent la mortalité par cancer(s) ou leucémie ; le Comité accorde une plus grande confiance aux estimations relatives à la leucémie car les décès radioinduits sont probablement tous survenus à cette époque ;
- en 1982 l'UNSCEAR décide de ne pas réviser ses estimations de risque en raison du volume limité des publications nouvelles intervenues depuis 1977 et de la réévaluation en cours des évaluations dosimétriques relatives aux survivants japonais ;

- en 1988 l'UNSCEAR procède à une révision de ses estimations de risque dont les paramètres essentiels seront présentés ci-dessous puisqu'ils sont les fondements de la révision par la CIPR de ses propres estimations de risque.
- le Comité s'est également penché sur les *effets non stochastiques* (ou déterministes) dès 1958 (avec beaucoup de difficultés conceptuelles et factuelles) puis en 1962 et en 1982, année où une volumineuse annexe est publiée ; en matière d'irradiation prénatale, le rapport 1958 mentionnait la sensibilité particulière du fœtus et de l'embryon au rayonnement ainsi que l'existence de périodes particulièrement critiques pendant la grossesse ; les effets de malformation sont précisés dans le rapport 1962, puis des considérations spécifiques à l'irradiation prénatale sont développées dans les chapitres consacrés aux effets des rayonnements sur le système nerveux en 1969 ; le rapport 1977 se consacre essentiellement aux résultats des études sur les animaux ; le rapport 1988 consacre une annexe aux effets précoces sur l'homme des doses élevées de rayonnements ; le rapport 1993 revient sur les effets des rayonnements sur le système nerveux et les effets déterministes retardés chez les enfants ;
- enfin d'autres risques sont également présentés et étudiés au fil des rapports : diminution de l'espérance de vie (1958), effets de sénescence des rayonnements ionisants (avec beaucoup de difficultés pour cerner précisément la définition de la sénescence) (1962), induction d'aberrations chromosomiques dans les lignées de cellules humaines somatiques et germinales (1969), effets des rayonnements sur le système immunitaire (1972), interactions avec d'autres agents environnementaux (1982)...

Les rapports de l'UNSCEAR, même s'ils ne recensent pas l'intégralité de la littérature publiée sur les rayonnements ionisants, restent le lieu le plus adéquat pour une vision globale des effets des rayonnements ionisants. Rien d'étonnant alors à ce que ces rapports servent de fondement à de nombreux autres travaux visant à développer des estimations de risque pour des besoins déterminés.

Les travaux menés dans le cadre de la Commission internationale de Protection radiologique (CIPR) sont de ceux-là.

1.2. La CIPR développe également ses propres estimations de risque

1.2.1 La CIPR est une organisation non gouvernementale

Je ne voudrais pas commencer mon propos sans rappeler quelques éléments de base relatifs à la CIPR. Créée en 1928 sous le nom de *Comité international de Protection contre les Rayons X et le Radium* à la suite d'une décision du deuxième Congrès international de Radiologie, la Commission a été restructurée et rebaptisée en 1950. Elle a progressivement élargi son domaine d'intérêt pour tenir compte des utilisations croissantes des rayonnements ionisants et des pratiques qui génèrent des rayonnements et des matières radioactives.

Comme l'UNSCEAR, la Commission ne conduit pas elle-même ni ne commande de travaux de recherche. Elle étudie les publications existantes et s'appuie sur l'expertise de ses membres.

La Commission comporte près de 80 membres au total, nommés par cooptation et absolument indépendants de toute influence gouvernementale. La Commission s'attache cependant à maintenir un certain équilibre entre les nations. La Commission principale comporte 18 membres ; son président et son vice-président sont élus par leurs collègues pour des mandats de 4 ans ; le président actuel est le Pr. Roger H. CLARKE, directeur du *National Radiological Protection Board* (Royaume Uni), le vice-président est le Pr. Charles B. MBINHOLD, président du *National Council on Radiation Protection and Measurements* (États-Unis). Le mandat actuellement couru s'étend sur la période 1993-1997. Dans son travail, la Commission est épaulée de 4 comités spécialisés rassemblant chacun une quinzaine de membres :

- le Comité 1 est spécialisé dans l'évaluation des effets biologiques des rayonnements ; il est actuellement présidé par W. SINCLAIR (États-Unis) ;
- le Comité 2 travaille à l'établissement des limites dérivées ; il est actuellement présidé par A. KAUL (Allemagne) ;
- le Comité 3 traite de la protection dans le domaine médical ; il est actuellement présidé par H. JAMMET (France) ;
- le Comité 4 s'intéresse à la mise en pratique des recommandations de la Commission ; il est actuellement présidé par D. BENINSON (Argentine).

La Commission a publié son premier rapport en 1958, puis a organisé ses publications en série numérotée. La Publication 1 — ou également CIPR 1 — (1959) contenait les recommandations adoptées en septembre 1958 ; par la suite ces recommandations générales ont été revues et éventuellement modifiées dans les Publications 6 (1964), 9 (1966) et 26 (1977). La CIPR 26 fut amendée et élargie par une déclaration en 1978 et de nouveau par d'autres déclarations en 1980, 1983, 1984, 1985 et 1987. La CIPR publie également des recommandations sur des sujets plus particuliers : principes de surveillance de l'environnement liée à la manipulation de matières radioactives, protection contre les sources de rayonnement utilisées en médecine, protection radiologique dans les activités d'enseignement, évaluation des doses reçues du fait de l'irradiation interne, métabolisme du plutonium et d'autres actinides, protection des patients en radiothérapie, risque de cancer du poumon dû au radon et à ses produits de filiation, etc. Ce ne sont là que quelques exemples parmi les 70 publications publiées à ce jour par la Commission ou certains de ses comités.

Le paragraphe 10 de la Publication 60 définit précisément les objectifs des rapports de la Commission qui présentent des recommandations générales, et les limites de son intervention : *"La Commission considère ce rapport comme devant aider les autorités réglementaires et consultatives aux niveaux nationaux, régionaux et internationaux en fournissant des orientations sur les principes fondamentaux sur lesquels on peut baser une protection radiologique pertinente. Compte tenu des conditions différentes qui*

prévalent dans les divers pays, la Commission n'entend pas fournir de texte réglementaire. Les autorités devront développer leurs propres systèmes de législation, de réglementation, d'autorisations, de codes de [bonne] pratique et de guides en accord avec leurs pratiques et leurs politiques habituelles. [...]"

1.2.2 La CIPR a développé le concept de « *détriment* »

L'un des objectifs de la Commission a été d'évaluer l'ampleur du tort causé à une population (et à ses descendants) par une exposition aux rayonnements ionisants. Pour cela il lui fallait aller au delà des estimations de risque fournies par l'UNSCEAR dans ses rapports successifs. Celles-ci ne concernent que le risque de décès par cancer radioinduit.

Dans sa Publication 26, la Commission a introduit le concept de *détriment* pour identifier, et si possible quantifier, tous les effets délétères des rayonnements. Le *détriment* doit ainsi prendre en compte non seulement la probabilité d'occurrence d'un effet délétère mais aussi sa gravité estimée. Le *détriment* devrait normalement intégrer les effets non sanitaires (stress, pertes économiques...). Dans la pratique il est nécessaire de se limiter à l'évaluation du *détriment* sanitaire uniquement. Celui-ci a donc pour objet de mesurer l'espérance mathématique de la gravité des effets sanitaires à subir par la population exposée, c'est-à-dire la somme, pour tous les effets sanitaires considérés, de la gravité de cet effet multipliée par sa probabilité d'occurrence :

$$\text{détriment} = \sum_{\text{effets sanitaires}} (\text{probabilité d'occurrence} \times \text{gravité})$$

On peut également interpréter le *détriment* (en lisant chaque produit en sens inverse) comme la moyenne des probabilités d'apparition des effets sanitaires, pondérés par la gravité attribuée à chacun de ces effets.

La CIPR 26 a considéré que la mesure de la gravité des effets pouvait être fixée à 1 pour les cancers mortels ainsi que pour la survenance d'effets héréditaires graves chez les descendants. D'autres facteurs, plus réduits, avaient été évoqués mais jamais précisés pour les autres effets. Les probabilités d'occurrence étaient tirées des rapports de l'UNSCEAR.

Cette conception du *détriment*, plutôt rudimentaire, s'est élargie et affinée dans la Publication 60. La Commission a en effet jugé que l'approche précédente s'était révélée utile mais trop limitée. En particulier le concept de *détriment* au sens de la CIPR 26 ne prenait pas en compte les causes de mort concurrentes, l'exclusion mutuelle de certains effets des rayonnements ainsi que des difficultés pratiques dans la détermination effective des probabilités et gravités à utiliser.

Cependant la Commission a souhaité conserver le *détriment* comme instrument de mesure du risque pour trois raisons :

- il est utile pour déterminer les conséquences d'expositions continues ou cumulatives aux rayonnements ;

- il peut être utilisé pour comparer les conséquences de différentes distributions de dose à l'intérieur de l'organisme et par là même conduire à la détermination des facteurs de pondération pour les tissus ;
- il peut fournir une référence pour certains procédés de protection radiologique (principalement la mise en pratique des principes de justification et d'optimisation).

Sauf pour la détermination des facteurs de pondération dans les tissus, la Commission a abandonné l'approche intégrée du détriment, qui consistait à exprimer en une seule valeur numérique le tort causé à la population. Elle a adopté à sa place un "concept multidimensionnel" qui intègre quatre composantes principales pour le détriment entraîné par une exposition du corps entier à de faibles doses de rayonnement :

- risque de cancer mortel dans tous les organes concernés ;
- prise en compte spécifique des différences dans les périodes de latence⁽²⁵⁾ qui conduisent à des pertes de durée de vie différentes selon les organes frappés par les cancers mortels ;
- morbidité due à l'induction de cancers non mortels ;
- risque de maladie héréditaire grave dans toutes les générations futures qui descendront de l'individu irradié.

Les résultats issus des évaluations de ce détriment sont utiles pour forger un jugement sur la gravité globale de l'exposition.

1.2.3 La CIPR a procédé à diverses évaluations du risque « vie entière »

J'ai indiqué précédemment que les études épidémiologiques donnaient des résultats relativement bruts. Par exemple l'étude des survivants japonais permet — entre autres — d'établir des tableaux donnant le taux de mortalité par cancer à un âge donné en fonction de la dose reçue, pour divers âges à l'exposition (ou pour diverses tranches d'âge, pour des raisons pratiques). L'interprétation et l'utilisation de tels résultats nécessitent la construction d'indicateurs numériques beaucoup plus complexes. Il est en particulier intéressant de construire un indicateur de risque « vie entière » qui sera utile pour déterminer le risque supporté par une population composite d'âges diversifiés. Ce risque peut être défini et calculé de différentes façons.

La première évaluation effectuée par la CIPR a les mêmes objectifs que celles faites par l'UNSCEAR et d'autres institutions : il s'agit d'évaluer un risque vie entière pour une exposition unique. La Commission forge son jugement (§ B113 de la CIPR 60) sur la comparaison de diverses estimations : celle de l'UNSCEAR, celle du comité spécialisé de l'Académie des sciences américaine et une estimation pratiquée semble-t-il

²⁵ Un cancer provoqué par une exposition unique ne s'exprime qu'après une période de latence, qui dépend de la nature de ce cancer : on retient généralement 2 à 5 ans pour les leucémies, une dizaine d'années pour les cancers solides.

pour les besoins propres de la Commission, fondée sur la prise en compte des sensibilités différentes des divers organes et de l'influence de paramètres tels que le sexe, l'âge, les modèles de transfert entre différentes populations... Cette dernière estimation a été publiée en 1991 sous la signature de MM. LAND et SINCLAIR.

La seconde évaluation a pour objectif de déterminer le risque vie entière pour des personnes subissant des expositions continues :

- tout au long de leur vie (0 à 100 ans) en vue de fournir des éléments d'appréciation pour les besoins de la protection du public ;
- tout au long d'une vie professionnelle (18 à 65 ans) pour les besoins de la protection des travailleurs.

Les calculs nécessaires à ces évaluations sont complexes. Ils sont présentés à l'annexe C de la Publication 60 et je ne me hasarderai pas à les présenter ici. Le Dr. ESTEVE en fait une appréciation plutôt critique dans l'annexe qu'il a rédigée pour le rapport 1995 de l'Académie des sciences : *"En pratique, considérant la méthode de calcul et le fait qu'elle revient plus ou moins à considérer que le risque pour une personne dépend essentiellement de sa dose cumulée, on pourrait [opérer différemment] ce qui éviterait de donner une fausse apparence scientifique à ce genre de calcul."*

Quoi qu'il en soit, ces risques vie entière pour des expositions prolongées ont été calculés à partir de coefficients fondamentaux donnés par l'UNSCEAR dans son rapport de 1988. Rien d'étonnant alors à ce que les modifications intervenues à l'occasion du rapport UNSCEAR de 1988 aient profondément influencé les références de jugement de la CIPR dans sa Publication 60.

2. LE RAPPORT DE L'UNSCEAR DE 1988 A MODIFIÉ LES RÉFÉRENCES DE JUGEMENT DE LA CIPR

2.1 Les progrès scientifiques entre 1977 et 1988 ont provoqué la réévaluation des facteurs de risque par l'UNSCEAR

Comme je l'ai indiqué dans les paragraphes précédents, le rapport de l'UNSCEAR publié en 1988 s'inscrit dans une véritable lignée ainsi que dans l'effort collectif prolongé visant à mieux comprendre les effets sanitaires des rayonnements ionisants. C'est pourquoi les passages du rapport consacrés à l'évaluation des effets cancérogènes des rayonnements s'ouvrent par un tableau du contexte dans lequel se sont inscrits les travaux du Comité (§192). L'UNSCEAR relève quatre éléments majeurs de ce contexte : 1/ les avancées remarquables dans la compréhension des mécanismes biologiques d'induction des cancers ; 2/ la publication dans le rapport 1986 d'une annexe consacré aux questions touchant à la relation dose-effet ; 3/ la prolongation du suivi des grandes études épidémiologiques ; 4/ la révision de la dosimétrie à Hiroshima et Nagasaki. Le Comité rappelle ensuite les difficultés des évaluations du risque et passe en revue les populations les plus informatives au regard de l'épidémiologie, dont l'étude peut déboucher sur des coefficients de risque utilisables : populations soumises à une exposition chronique à des doses fortes ou moyennes lorsque les dangers de telles

expositions n'étaient pas encore connus, populations soumises à une exposition chronique à doses faibles, pour raisons professionnelles, médicales ou autres, etc. (§193-196).

L'UNSCEAR présente alors quelques appréciations sur les principales connaissances acquises depuis son dernier rapport en 1977 (§197-204) ainsi que quelques principes généraux sur l'induction des cancers par les rayonnements ⁽²⁶⁾ (§205-209). Dans les paragraphes résumant les estimations de risque effectuées (§244-252), il indique enfin deux façons d'exprimer le risque induit par les rayonnements ionisants : le premier consiste à calculer la probabilité de cancer mortel par unité de dose, pour chaque site ou organe susceptible de développer un cancer (notion de coefficient de risque) ; le second consiste à calculer un détriment collectif, mesure complexe qui peut être choisie comme le nombre total de morts par cancer radioinduit dans une population déterminée ou le nombre total d'années de vie perdues par cette population (§244).

Enfin l'UNSCEAR relève quatre facteurs conduisant à une augmentation des coefficients de risque par rapport à 1977 (§245), en omettant cependant de signaler une modification méthodologique dont l'impact n'est pas négligeable. Il me paraît important de grouper ces facteurs (et la modification méthodologique évoquée à l'instant) en deux catégories : 1/ les évolutions découlant de l'accroissement des connaissances factuelles ; 2/ les évolutions découlant d'une plus grande rigueur dans l'analyse des données de base.

2.1.1 Le progrès scientifique a d'abord résulté de l'amélioration des connaissances factuelles

La première constatation qui découlait de l'examen des publications scientifiques présentant périodiquement les résultats de la *Life Span Study* était le doublement du nombre de cancers observés entre 1975 (dernière année prise en compte dans les évaluations retenues par l'UNSCEAR dans son rapport 1977) et 1985 (dernière année prise en compte par l'UNSCEAR en 1988). Ce doublement, conjugué à l'augmentation du « volume » du suivi, a permis de réduire certaines marges d'erreur et de déceler pour la première fois un excès de risque significatif au plan statistique pour les doses comprises entre 0,2 et 0,5 Gy. On dit souvent que l'on n'est pas capable de déceler aucun excès de risque au-dessous de 0,2 Gy ; certes, mais on oublie alors trop facilement que cette valeur-butoir de 0,2 Gy est essentiellement temporaire et que l'augmentation du suivi de la *Life Span Study* permettra certainement de mettre en évidence à plus ou moins brève échéance des excès significatifs au-dessous de 0,2 Gy. Lors de l'audition organisée par l'Office le 23 novembre dernier, le Pr. CLARKE a justement indiqué que la publication prochaine des données les plus récentes relatives aux survivants japonais ⁽²⁷⁾ pourrait montrer un excès de risque pour des doses inférieures à 0,2 Gy.

Bien sûr cette indication doit être considérée avec toute la prudence qui sied à une information non publiée officiellement. Elle incite cependant à penser qu'au fil du temps, et indépendamment des autres évolutions qui pourraient affecter les estimations du

²⁶ Par exemple : la leucémie est le cancer radioinduit le plus fréquent, la fréquence des cancers varie selon le site touché, certains cancers (leucémie lymphatique chronique, maladie de Hodgkin, un type de cancer de l'utérus) ne sont pas radioinduits, l'âge est le paramètre le plus important touchant à la personne exposée, chaque type de tumeur est susceptible d'avoir une relation dose-effet spécifique, etc.

²⁷ Portant semble-t-il sur les données de mortalité observée jusqu'en 1990.

risque, la confiance que l'on peut placer dans les valeurs numériques retenues s'accroît sensiblement.

Au demeurant l'accroissement du nombre de cancers observés n'est pas en lui-même une indication que le risque à évaluer aujourd'hui est supérieur à celui qui avait pu être évalué auparavant. Il montre simplement qu'un plus grand nombre de personnes exposées lors des bombardements japonais atteint au fil des années les âges où le risque de décès par cancer radioinduit « acquis » en 1945 s'exprime dans les faits.

1. Plus importante pour l'explication de l'augmentation des facteurs de risque est l'exhaustivité des cancers recensés et étudiés dans les statistiques des survivants japonais. Il s'agit d'un mouvement constant depuis le premier rapport en 1958, qui culmine provisoirement en 1988 avec l'estimation de facteurs de risque pour huit sites particuliers (sein, poumon, myélome multiple ⁽²⁸⁾, ovaire, colon, oesophage, vessie, estomac). Cette série est complétée par une catégorie balai intitulée "autres cancers". Le facteur de risque total calculé *in fine* est donc bien représentatif des contributions de tous les sites sensibles, qu'ils soient spécifiquement répertoriés ou regroupés dans la catégorie balai. La qualité scientifique de l'évaluation globale est donc meilleure que dans les rapports précédents.

Le tableau suivant retrace l'évolution du nombre de sites étudiés, les coefficients de risque déterminés pour chaque site et les coefficients de risque totaux.

Les coefficients de risque dans les rapports UNSCEAR (en % par Gy)

	1958	1964	1972	1977 (b)	1988		
					Multiplicatif	Additif	
Moëlle osseuse	0,2 - 0,5	0,01 - 0,02 ^(a)	0,15 - 0,40	0,20 - 0,50	0,97	0,93	
Tous cancers sauf leucémies					6,1	3,6	
Sein			0,06 - 0,20	0,50	0,6	0,43	
Poumon			0,10 - 0,40	0,25 - 0,50	1,5	0,59	
Myélome multiple					0,22	0,09	
Ovaire					0,31	0,26	
Colon					0,79	0,29	
Oesophage				(0,02 - 0,05)	0,34	0,16	
Vessie				(0,02 - 0,05)	0,39	0,23	
Estomac				0,10 - 0,15	1,3	0,86	
Autres cancers					1,1	1,0	
Foie				0,10 - 0,15			
Cerveau				0,10 - 0,15			
Gros intestin				0,10 - 0,15			
Intestin grêle			0,40	(0,02 - 0,05)			
Glandes salivaires				(0,10 - 0,15)			
Os				(0,02 - 0,05)			
Pancréas				(0,02 - 0,05)			
Rectum				(0,02 - 0,05)			
Muqueuses des sinus				(0,02 - 0,05)			
Tissus lymphatiques				(0,02 - 0,05)			
Peau				(0,02 - 0,05)			
Thyroïde		0,16		0,40	0,10		
TOTAL					1,0 - 2,5	7,1	4,5

(a) par année ; (b) les valeurs entre parenthèses sont relatives à l'incidence des cancers et non à la mortalité

Là encore la prolongation du suivi de la *Life Span Study* permettra dans les années à venir d'accroître la précision de cette étude et pourra éventuellement autoriser des

²⁸ Prolifération cancéreuse de la moëlle osseuse.

évaluations significatives au plan statistique pour certains organes actuellement regroupés dans la catégorie balai. Notons cependant que les organes qui ont pu être individualisés jusqu'ici sont ceux qui présentent les plus fortes radiosensibilités, donc les plus importants au regard de la détermination de facteurs de risque pertinents.

2. La révision de la dosimétrie dans la *Life Span Study* est la modification factuelle qui a eu le plus d'impact sur la détermination du risque radiologique. La dosimétrie peut être mesurée directement, lorsque l'exposition se situe dans un cadre d'action contrôlé : ce peut être le cas des expositions professionnelles ou des expositions subies pour des raisons médicales (mais pas toujours...). Inversement la dosimétrie doit être calculée (de façon rétrospective) dès lors que les personnes exposées ne portaient pas de dosimètres : c'est évidemment le cas des Japonais bombardés à Hiroshima et Nagasaki.

La détermination des doses reçues par les survivants japonais est une entreprise complexe. Il faut en effet évaluer la valeur de nombreux paramètres tels que :

- les caractéristiques physiques des explosions ;
- les caractéristiques météorologiques à l'instant des explosions ;
- la distance de chaque individu recensé à l'épicentre de l'explosion ;
- la présence ou l'absence de matériaux (murs, machines en métal...) susceptibles d'avoir fourni un écran protecteur à chaque individu ;
- l'orientation de chaque individu par rapport à la direction d'incidence du rayonnement.

Trois systèmes de dosimétrie ont successivement été retenus, en 1957, 1965 puis 1986. Chacun de ces changements a marqué un progrès dans la possibilité d'estimer le risque radiologique non pas à partir des seules caractéristiques physiques du rayonnement reçu par chaque individu, mais à partir des doses aux organes qui ont pu petit à petit être reconstitués.

L'introduction du système de dosimétrie actuellement retenu, appelé DS86 (*Dosimetry System 1986*) et remplaçant le système TD65 (*Tentative Dosimetry 1965*), prend sa source au *Los Alamos National Laboratory* (Nouveau Mexique). En 1975 un chercheur recalcule les caractéristiques physiques du rayonnement émis par les bombes d'Hiroshima et Nagasaki et trouve des résultats très différents de ceux utilisés pour construire la dosimétrie TD65. Il semblait ainsi que TD65 eût notablement surestimé les doses dues aux neutrons. Deux équipes américaines différentes montrent sur ces entrefaites que tant les doses γ que les doses neutrons sont en fait substantiellement différentes de celles utilisées dans TD65. Ces « découvertes » amènent les gouvernements américain et japonais à entreprendre une révision complète de la dosimétrie d'Hiroshima et Nagasaki, qui débouche en mars 1986 sur le système DS86. La comparaison entre TD65 et DS86 montre que :

- l'atténuation du rayonnement due aux objets augmente tandis que l'atténuation du rayonnement due aux tissus humains diminue ; globalement ces deux effets se compensent et TD 65 et DS86 restent comparables de ce point de vue ;
- la dose due au rayonnement γ est réévaluée d'un facteur au moins égal à 5 à Hiroshima (mais reste pratiquement égale à son estimation antérieure pour le bombardement de Nagasaki).
- la dose due aux neutrons est réduite d'un facteur 3 à Nagasaki et d'un facteur 10 à Hiroshima par rapport aux valeurs précédemment estimées ;

Au total les modifications dans les évaluations des doses reçues par les organes ne sont pas plus grandes qu'un facteur 2 ⁽²⁹⁾. Quel jugement porter sur DS86 ? Notons tout d'abord que, à la date de rédaction du rapport UNSCEAR 1988, près de 18% de la cohorte des survivants n'avait pas été réévaluée dans le nouveau système DS86. Le NCRP estime que ce segment de la population est d'une importance particulière car il constitue une portion significative des survivants de Nagasaki dont les doses sont comprises entre 0,5 et 2 Gy. 11 000 survivants supplémentaires ont été intégrés dans DS86 depuis 1988. L'appréciation globale portée par le NCRP dans son rapport précité est que DS86 est un système dosimétrique plus sûr mais encore imparfait :

- un système dosimétrique plus sûr : selon le NCRP *"le nouveau système de dosimétrie a bénéficié de multiples améliorations, spécialement dans les méthodes de calcul et de vérification, débouchant sur un système dans lequel on peut placer une confiance considérable"* ; on peut dire en particulier que :
 - 1/ les doses γ ont été vérifiées par des techniques de mesure thermoluminescente sur toute la gamme des doses reçues par les survivants ;
 - 2/ l'étude de divers paramètres biologiques a permis de montrer que l'écart observable entre les deux villes d'Hiroshima et Nagasaki dans le système TD65 est très sensiblement réduit dans le système DS86 ;
 - 3/ de façon générale l'évaluation des erreurs (systématiques et aléatoires) dans le système DS86 a été considérablement améliorée par rapport au système TD65 ;
- un système encore imparfait : un certain nombre de problèmes restent non résolus dans DS86 comme l'effet des radiations retardées ⁽³⁰⁾, la persistance d'un écart entre Hiroshima et Nagasaki ⁽³¹⁾ et le recensement de survivants ayant reçu des doses supérieures à 6 Gy ⁽³²⁾ ; enfin il subsiste de fortes incertitudes sur la composante neutronique des doses reçues par les survivants : cette question a une certaine importance puisque si l'on estime que les doses réellement reçues sont plus fortes qu'auparavant, on doit en déduire une diminution du risque provoqué par les rayonnements.

²⁹ Source : NCRP Report n° 115, *Risk Estimates for Radiation Protection*, NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS, 1993.

³⁰ Dues aux rayonnements émis par les matériaux activés par l'explosion.

³¹ Mais il faut noter que cet écart est beaucoup moins significatif au plan statistique que l'écart constaté dans le système TD65.

³² On estime que 6 Gy est la dose létale à 95%, c'est-à-dire celle qui tue 95% des sujets exposés à cette valeur.

Dans son rapport 1995, l'Académie des sciences indique que *"les doses dues à l'émission de neutrons lors du tir d'Hiroshima semblent [...] sous-évaluées d'un facteur qui peut aller jusqu'à 10. La valeur des doses dues à l'émission de neutrons à Hiroshima se situe probablement entre les valeurs publiées dans TD65 et DS86. La meilleure connaissance des caractéristiques de la bombe de Nagasaki permet d'accorder une meilleure confiance aux doses neutrons délivrées à Nagasaki."* En revanche l'Académie ne donne aucune estimation de l'influence de cette sous-évaluation sur les doses *totales* reçues par les survivants qui sont seules pertinentes pour la détermination du risque radiologique.

Citant une étude de PRESTON et al. (1992-93), le NCRP indique pour sa part que *"toute augmentation dans l'estimation des [doses] neutrons diminuera, bien sûr les estimations du risque, mais on considère comme peu vraisemblable [la possibilité] que cette diminution [du risque] soit supérieure à 25%."* Par ailleurs, dans son rapport 1994 (Annexe A, §157), l'UNSCEAR se penche sur la question et indique que *"l'augmentation de l'équivalent de dose pourrait probablement réduire les estimations de risque de 10 à 20%⁽³³⁾, reflétant le fait que le changement ne pourrait pas être très important pour les catégories contribuant le plus au risque. Le fait que les estimations de risque fondées sur l'incidence des cancers dans la seule ville de Nagasaki diffèrent très peu des estimations de risque fondées sur [l'analyse conjointe des deux villes d'] Hiroshima et Nagasaki pourrait apparaître comme confirmant le fait que l'impact n'est pas très important."* Au demeurant l'UNSCEAR reconnaît bien que *"il apparaît avec de plus en plus d'évidence que DS86 ne prend pas totalement en compte les neutrons qui étaient probablement présents à Hiroshima [...]"* (Annexe A, §158).

Le rapport du NCRP donne enfin une évaluation de l'incertitude totale applicable à la dosimétrie de DS86, qui est comprise entre 30 et 45%. C'est à ma connaissance le seul document de synthèse qui fournisse cette évaluation : il me paraît dommage que l'UNSCEAR ne fasse pas de même, compte tenu de la place centrale de la *Life Span Study* dans les estimations de risque.

2.1.2 Le progrès scientifique a également résulté d'une plus grande rigueur dans l'analyse des données de base

Les faits sont une chose, la façon de les analyser et de les interpréter est une autre. L'examen objectif du rapport UNSCEAR 1988 oblige à reconnaître que certaines faiblesses que l'on pouvait reprocher aux précédents rapports ont disparu.

1. La projection du risque sur la vie entière a donné un meilleur fondement méthodologique à la détermination du risque subi par une population exposée. Dans une enquête épidémiologique telle que la *Life Span Study*, l'évaluation du risque subi par la population exposée ne peut être déterminée avec la plus grande certitude que lorsque la cohorte complète s'est éteinte. En effet le risque acquis lors de l'exposition par les personnes survivant aujourd'hui échappe à l'analyse.

³³ Remarquons que, à partir de la même étude (PRESTON et al.), le NCRP mentionne une influence de 25% tandis que l'UNSCEAR indique une valeur de 10 à 20%. Il est vrai que le premier donne une valeur *maximale* et le second une fourchette pour les valeurs *les plus vraisemblables*.

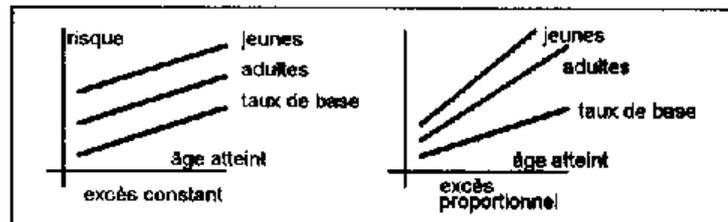
Malgré la durée du suivi effectué sur les survivants japonais d'Hiroshima et Nagasaki, l'ensemble de la cohorte concernée n'est pas encore décédé. En 1985, soit 40 ans après l'explosion, près de 60% des personnes ayant survécu à l'explosion étaient encore en vie.

Comment évaluer le risque acquis par ces personnes mais pas encore exprimé ? La seule méthode consiste à extrapoler sur la vie entière le profil temporel du risque tel qu'on peut le déterminer à partir des données disponibles. Il faut donc faire le choix d'un modèle de projection du risque. Les paramètres numériques inclus dans le modèle de projection sont calculés à partir des données actuelles. La prolongation du suivi de la cohorte permettra par la suite d'une part d'affiner l'évaluation numérique de ces paramètres, d'autre part de préciser quel modèle peut rester acceptable, quel autre doit désormais être rejeté.

Deux modèles simples peuvent être utilisés dans un premier temps :

- dans le modèle dit « additif » l'excès de risque (pour une dose donnée) reste constant au cours du temps, quel que soit le taux de base naturel ; le paramètre numérique pertinent est la valeur de l'excès de risque ;
- dans le modèle dit « multiplicatif » l'excès de risque (pour une dose donnée) est proportionnel au taux de base ; le paramètre numérique pertinent est le facteur de proportionnalité.

Pour chacun de ces deux modèles le paramètre numérique pertinent peut varier avec l'âge à l'exposition. On sait par exemple de longue date que le risque subi par les personnes exposées dans leur jeunesse est plus important que celui subi par les personnes exposées à l'âge adulte. Les deux schémas ci-dessous illustrent ces considérations.



Il n'est pas besoin d'établir de modèle de projection pour évaluer le risque vie entière relatif aux leucémies. En effet l'examen du profil temporel du risque montre qu'après un temps de latence de 2 ans, l'excès de risque augmente pour arriver à son maximum une dizaine d'années après l'exposition, puis décroît régulièrement jusqu'à revenir au niveau du taux de base naturel une quarantaine d'années après l'exposition. Les leucémies radioinduites sont donc déjà apparues dans leur quasi totalité.

En revanche le besoin de projeter le risque dans le futur subsiste pour les cancers solides. Jusqu'en 1977, par suite de la puissance statistique encore insuffisante de la *Life Span Study* pour ces cancers, le risque était calculé par l'UNSCEAR sur la base du risque de leucémie, donc considéré comme suivant le même profil temporel — ou tout au moins un profil similaire. Le risque de cancer était pris égal à 5-7 fois environ le risque

de leucémie. Cette valeur de 5-7 était déduite de l'étude sur les malades irradiés pour traitement de la spondylarthrite ankylosante.

Cette méthode n'a plus été considérée comme satisfaisante par l'UNSCEAR en 1988, et pour la première fois le Comité a décidé d'effectuer une projection du risque. Quel modèle de projection choisir ? La question n'est pas innocente puisque, si la projection du risque représente un progrès certain au plan méthodologique, elle introduit une incertitude liée au choix — bon, mauvais ou approximatif — du modèle retenu.

L'UNSCEAR a adopté l'attitude la plus rigoureuse au plan scientifique, retracée dans l'annexe F du rapport 1988 (§520-525 essentiellement) :

- il constate qu'un grand nombre de modèles ont été étudiés, des plus simples (additif à risque constant, multiplicatif à coefficient constant) aux plus complexes (modèles généralisés de MUIRHEAD et DARBY, modèles du BEIR américain...);
- il constate que ces modèles ajustent plus ou moins bien les données rassemblées à l'heure actuelle, mais que ces différences ne sont que très faiblement significatives au plan statistique ;
- il en déduit que la détermination définitive d'un modèle unique est impossible aujourd'hui, mais que *des modèles simples peuvent servir à cerner le risque véritable* ;
- il constate que jusqu'à une date récente les données animales et humaines suggèrent que le modèle multiplicatif à coefficient constant semble plus approprié que le modèle additif pour la plupart des cancers solides ; on a la certitude que le modèle additif sous-estime le risque réel ;
- il observe que, s'il advenait que le coefficient de risque utilisé dans le modèle multiplicatif décroisse en fait avec l'âge, l'utilisation d'un modèle multiplicatif à coefficient constant conduirait à une sur-estimation du risque ;
- il en conclut que, bien que l'on ne puisse pas chiffrer précisément les incertitudes associées à chaque modèle, il est très vraisemblable que l'évaluation du risque sera bien cernée (mais pas nécessairement encadrée) par les deux modèles simples que sont le modèle additif et le modèle multiplicatif à coefficient constant.

Il n'y a rien à redire à cette approche.

2. L'existence d'un risque supérieur chez les jeunes amène à des difficultés supplémentaires lorsqu'on cherche à évaluer le risque vie entière pour l'ensemble de la population couverte par la *Life Span Study*. La méthode la plus rigoureuse voudrait que l'on utilise les coefficients de risque spécifiques à chaque classe d'âge pour déterminer le risque vie entière subi par cette classe, puis que l'on agrège ces risques vie entière sur l'ensemble de la population en pondérant par la répartition de cette population entre les différentes classes d'âge.

Malheureusement les coefficients de risque pour les classes jeunes sont déterminés avec beaucoup moins de précision que les coefficients de risque pour les classes plus âgées. En effet les classes exposées à l'âge adulte sont parvenues aujourd'hui à des âges très avancés ; on a donc pu y observer la plupart des cancers radioinduits. En revanche les classes d'âge exposées dans leur jeunesse sont encore largement en vie aujourd'hui : le risque acquis à l'exposition ne s'est pas encore totalement exprimé et la plupart des cancers radioinduits restent certainement à venir.

Il est alors possible d'envisager une seconde méthode pour évaluer le risque vie entière de la population. Elle consiste à effectuer une moyenne des coefficients de risque spécifiques à chaque classe d'âge de façon à déterminer un coefficient de risque moyen, puis à utiliser ce coefficient de risque pour le calcul du risque vie entière. Cette seconde méthode a cependant l'inconvénient de donner plus de poids aux classes d'âge élevé qui sont celles pour qui le risque est le plus faible. La rédaction du paragraphe 247 du rapport principal suggère que cette méthode est la plus adaptée pour effectuer une comparaison entre les estimations de 1977 et celles de 1988.

2.1.3 L'UNSCEAR a proposé des fourchettes plutôt que des valeurs

Dans le paragraphe 247 du rapport principal, l'UNSCEAR indique que les estimations de risque vie entière sont comprises entre 4% par Gy et 11% par Gy pour les doses élevées. Cette fourchette doit se décliner dans un tableau à deux lignes et deux colonnes retraçant dans un sens l'influence du modèle de projection, dans l'autre sens l'influence de la méthode de moyenne sur les différentes classes d'âge.

Fourchette des estimations de risque de l'UNSCEAR (rapport 1988)

	MODÈLE	
	Additif	Multipliatif
Coefficients de risque spécifiques par âge	4	11
Coefficient de risque moyenné sur tous les âges	4,5	7

en % par Gy, pour des doses élevées

La valeur la plus directement comparable à l'estimation fournie dans le rapport 1977 est celle inscrite dans la case inférieure gauche de ce tableau, soit 4,5% Gy⁻¹ en 1988 contre 2,5% Gy⁻¹ en 1977 ⁽³⁴⁾.

Le fait que l'UNSCEAR a proposé une fourchette plutôt qu'une valeur précise ne veut pas dire que la confiance accordée à l'estimation du risque a diminué entre 1977 et 1988. Au contraire cette fourchette exprime la volonté de réduire certaines des incertitudes inhérentes à l'estimation, en utilisant diverses méthodes dont on pense qu'elles fournissent des informations pertinentes sur le risque, soit parce qu'elles sont susceptibles d'encadrer sa vraie valeur, soit parce qu'elle prennent en compte des phénomènes ignorés jusqu'alors.

³⁴ Notons cependant que dans le cas de la leucémie la durée pendant laquelle l'excès de risque se manifeste est considérée comme égale à 40 ans (cette durée est donc retenue également pour l'estimation du risque de cancer solide dans le rapport UNSCEAR 1977) alors que dans le rapport UNSCEAR 1988 la projection du modèle additif à coefficient constant pour les cancers solides est effectuée sur la vie entière.

Enfin, pour l'évaluation du risque à dose et débit de dose faibles, l'UNSCEAR, après examen des données disponibles, conclut que l'effet des rayonnements est plus faible dans ces conditions et que les estimations présentées précédemment doivent être affectées d'un facteur de réduction. L'UNSCEAR note que ce facteur de réduction dépendra en fait de la dose et du débit de dose ainsi que de l'organe considéré, mais qu'il sera généralement compris entre 2 et 10 (Annexe F, §607).

2.2 Certains choix de la CIPR peuvent être discutés mais ne sont pas illégitimes

2.2.1 La CIPR s'appuie sur la science et s'inspire de la prudence

En 1988 la meilleure estimation du risque ne pouvait être déterminée plus précisément que par la fourchette [4% Gy⁻¹ ; 11% Gy⁻¹]. Que faire lorsque, comme la CIPR, on doit utiliser cette estimation du risque à des fins de protection radiologique ? Peut-on partir de la fourchette de risque pour proposer une fourchette de limite de dose ? Cela ne paraît pas raisonnable.

Sur la base des fourchettes disponibles il faut donc faire des choix, rejeter certaines hypothèses et en accepter d'autres. Les choix effectués par la CIPR s'appuient sur les connaissances fournies par la science, s'intègrent dans le cadre tracé par la science, mais ils ne relèvent pas d'une approche scientifique. Ils sont la première étape dans la gestion du risque radiologique.

Les choix de la CIPR en 1990 vont dans le sens d'une très grande prudence :

- le modèle retenu pour estimer le coefficient de risque à dose et débit de dose élevés est le modèle multiplicatif à coefficient constant ⁽³⁵⁾ ;
- la méthode de calcul du risque vie entière pour une population repose sur la prise en compte de coefficients de risque spécifiques à chaque classe d'âge (voir tableau précédent, 1^{ère} ligne) ;
- le facteur de réduction retenu pour l'extrapolation fortes doses-forts débits → faibles doses-faibles débits est choisi égal à 2 c'est-à-dire le plus faible parmi la fourchette de ceux proposés par l'UNSCEAR.

L'influence de la dose et du débit de dose sur le niveau du risque est une figure imposée de la réflexion scientifique sur les effets biologiques des faibles doses. L'UNSCEAR y a consacré plusieurs pages dans ses rapports de 1977 et 1982, ainsi qu'une annexe complète dans son rapport 1986. Parallèlement, de grandes synthèses ont été entreprises, par le *National Council on Radiation Protection and Measurements* (États-Unis) en 1980, ou l'Académie des sciences américaine dans son rapport BEIR V (1990). J'ai déjà mentionné la fourchette [2, 10] proposée par l'UNSCEAR en 1988.

³⁵ Rappelons au passage un fait trop souvent oublié : l'UNSCEAR indique que l'utilisation de modèles plus complexes (comme certains des modèles proposés par MURHEAD et DARBY) peut conduire à des estimations de risque encore supérieures à celles qui découlent du modèle multiplicatif à coefficient constant (voir rapport 1988, Annexe F, § 117 : " [...] les modèles de projection additif et multiplicatif ne fournissent pas nécessairement une limite supérieure et inférieure au risque à l'intérieur de cette famille de modèles ;"). Ainsi le modèle multiplicatif à coefficient constant n'est pas nécessairement le plus pessimiste...

La CIPR n'a pas étudié la question dans sa publication 60. Elle l'aborde même de façon beaucoup plus ouverte et transparente que dans sa publication 26 (sur laquelle sont fondées les normes actuelles). On ne trouve en effet dans cette dernière que le relevé successif pour différents organes des coefficients de risque déjà déterminés "pour les besoins de la radioprotection". La CIPR 26 présente directement le « produit fini », à savoir les coefficients de risque utilisables dans les conditions de la radioprotection (faibles doses-faibles débits); elle ne donne pas les « ingrédients », à savoir les coefficients de risque déterminés à partir des principales études quantitatives — c'est-à-dire à fortes doses-forts débits — accompagnés du ou des facteur(s) de réduction jugé(s) pertinent(s).

La CIPR 60 est beaucoup plus claire. Le paragraphe 74 est consacré au facteur de réduction : il indique sans ambiguïté que "[...] sur la base des discussions de l'annexe B, la Commission a décidé de réduire par un facteur 2 les coefficients de probabilité directement obtenus par les observations aux doses et débits de dose élevés [...]." Ce facteur est appliqué dans les conditions d'expositions d'où résultent des doses absorbées inférieures à 0,2 Gy et des débits de dose inférieurs à 0,1 Gy par heure.

Pour les besoins de la radioprotection, la CIPR détermine donc un coefficient de risque de 5% par Gy pour la population générale. Elle détermine par ailleurs un coefficient de 4% par Gy pour la population de 18 à 65 ans, utilisé pour la protection des travailleurs.

Depuis 1988 les résultats scientifiques ont continué à s'accumuler. Il est naturel de s'interroger sur la possibilité que ces résultats amènent à reconsidérer la validité des estimations de risque retenues dans le rapport UNSCEAR 1988 et des choix faits par la CIPR 60.

2.2.2 Les années récentes ont confirmé des tendances déjà perceptibles en 1988

La plupart des considérations présentées ici s'inspirent largement du rapport publié en 1995 par l'Académie des sciences. En effet ce rapport met très bien en évidence les difficultés qui subsistent encore aujourd'hui dans l'interprétation d'un ensemble de résultats et d'études disparates et parfois contradictoires. Les difficultés se manifestent dans trois directions : 1/ la prépondérance accordée à l'étude des survivants japonais ; 2/ la détermination du risque à forte dose-fort débit ; 3/ les modalités d'extrapolation vers les faibles doses-faibles débits.

1. La poursuite des principales études épidémiologiques relatives aux fortes doses-forts débits de dose, et autres que la *Life Span Study*, confirme que les coefficients de risque que l'on peut en déduire ne sont jamais supérieurs à ceux déduits de la *Life Span Study*. L'Académie des sciences présente à partir de la p. 24 de son rapport celles des études qui lui paraissent les plus significatives. Elle estime que ces divergences avec la *Life Span Study* pourraient être expliquées par les débits de dose très inférieurs à ceux connus dans les explosions d'Hiroshima et Nagasaki. L'Académie reste toutefois très prudente et emploie force "peut-être", "sans doute" et autres "vraisemblablement". En tout état de cause, l'Académie suggère ainsi que les études autres que la *Life Span Study*

sont plus adaptées à l'évaluation du risque pour les besoins de la radioprotection, qui fait intervenir des doses et débits de dose faibles.

Le décalage relevé par l'Académie était déjà connu de l'UNSCEAR en 1988 ⁽³⁶⁾ ainsi que de la CIPR en 1990 ⁽³⁷⁾. Chacune de ces deux institutions avait alors justifié la préférence donnée à l'étude des survivants japonais :

- dans le paragraphe 65 de son texte principal, la CIPR 60 met l'accent sur le caractère peu représentatif des groupes de malades irradiés ainsi que sur la caractéristique non uniforme de leur exposition ; ces appréciations sont précisées dans le §B73 de l'Annexe B ;
- dans le paragraphe 530 de son Annexe B, l'UNSCEAR explique les facteurs qui peuvent expliquer les divergences entre les trois études fondamentales dont se sert le comité pour estimer le risque ; notons par ailleurs que la position de l'UNSCEAR vis-à-vis de la pertinence des études épidémiologiques tient en deux points : 1/ trois études seulement donnent suffisamment d'information pour déterminer le risque dans un nombre d'organes suffisant ou pour une exposition au corps entier (survivants japonais, spondylarthrite ankylosante, cancers du col de l'utérus) ; 2/ seule l'étude des survivants japonais donne suffisamment d'information pour évaluer le risque chez les personnes irradiées dans leur jeunesse (donc lorsque le risque est le plus élevé) ; *a contrario* l'examen attentif de l'annexe F et en particulier des paragraphes 567 à 574 montre clairement que l'estimation du risque pour une population adulte s'est appuyée sur l'analyse détaillée et approfondie des résultats fournis par les trois études précitées : il n'y a pas de préférence donnée *a priori* à la *Life Span Study*.

Dans son rapport 1995, l'Académie des sciences présente cependant un argument fort et habile : certes les malades ne sont pas représentatifs de la population générale, mais *"nous savons aujourd'hui que la susceptibilité à la radio-cancérogénèse des malades irradiés, si elle est modifiée, ne pourrait être qu'augmentée. [...] Le seul danger est donc une surestimation et non, comme le craignait la CIPR, une sous-estimation du risque. Dans ces conditions, les données obtenues sur les maladies méritent d'être davantage prises en compte."* Puisque les travaux de la CIPR sont orientés vers la protection radiologique et qu'il est normal d'avoir une attitude prudente, il conviendrait selon l'Académie d'accorder plus d'attention aux résultats issus de ces études portant sur les malades irradiés. L'argument n'est malheureusement étayé par aucune référence bibliographique ; c'est regrettable car cela aurait permis, en comparant avec les références bibliographiques mentionnées par l'UNSCEAR dans son dernier rapport 1994, de comprendre pourquoi l'UNSCEAR n'a pas retenu ce facteur dans son appréciation des forces et faiblesses des différentes études épidémiologiques examinées dans l'Annexe A ⁽³⁸⁾.

³⁶ Voir par exemple UNSCEAR 1988, Annexe F, §569 ou 594.

³⁷ Voir par exemple CIPR 60, Annexe B, §B73.

³⁸ Voir par exemple UNSCEAR 1994, Annexe A, §71.

Il est vrai que l'appréciation des qualités et défauts d'une étude épidémiologique ne peut pas dépendre, si l'on se limite à des considérations purement scientifiques, de sa capacité à sur- ou sous-estimer le risque. Affirmer comme le fait l'Académie des sciences que *"dans ces conditions, les données obtenues sur les maladies méritent d'être davantage prises en compte"* c'est quitter le terrain de la science pour aborder celui de la gestion du risque. Était-ce réellement l'objectif de l'Académie ?

J'observe par ailleurs que dans ces études portant sur des malades, les irradiations sont relativement localisées. Or dans l'annexe 3 du rapport de l'Académie, je relève sous la signature de M. DEVORET que *"une irradiation localisée est mieux tolérée qu'une irradiation corporelle totale"* (p. 69). Il n'est pas précisé si cette remarque s'applique aux effets déterministes ou aux effets stochastiques comme l'induction des cancers, mais je penche pour la deuxième solution puisque le rapport de l'Académie ne traite pas des effets déterministes. L'Académie veut-elle suggérer par là qu'il s'agit d'une piste également prometteuse pour expliquer les divergences entre les études malades et la *Life Span Study* ? Il est possible que non puisque la remarque de M. DEVORET n'est pas reprise dans le corps du rapport.

Je rappelle enfin que les besoins de la radioprotection concernent essentiellement des expositions au corps entier plutôt que des expositions partielles aux organes. Les études relatives à des expositions corporelles totales sont ainsi mieux adaptées à une détermination pertinente du risque radiologique.

Pour ce qui est des études portant sur des doses faibles, je ne peux que renvoyer au premier paragraphe de la p. 26 du rapport de l'Académie des sciences : *"Pour de telles doses, aucune augmentation de la fréquence des cancers n'a été observée, mais il est possible que cela soit dû à l'insuffisance de la puissance statistique des enquêtes. Malgré leur négativité celles-ci apportent néanmoins des renseignements importants : elles ne permettent pas d'exclure les valeurs de coefficients de risque cancérigène retenues par la CIPR, dont les valeurs se situent près de la limite supérieure des intervalles de confiance. Le risque évalué par la CIPR n'est certainement pas sous-estimé mais vraisemblablement surestimé."*

La remarquable étude du CIRC ⁽³⁹⁾, qui est la principale nouveauté en la matière depuis le début des années 90, montre effectivement que le nombre de cancers solides prévus au moyen des coefficients de risque retenus par la CIPR n'a pas été observé — chacun étant d'accord pour dire que cela ne signifie pas qu'aucun cancer radioinduit ne sera observé à l'extinction de la cohorte.

En tout état de cause, relever — comme le fait avec justesse l'Académie — *"l'insuffisance de la puissance statistique"* des études « faibles doses » est une façon élégante de dire qu'elles ne sont pas suffisamment précises pour apporter plus d'information que ne le fait la *Life Span Study*.

2. Pour la détermination numérique du risque à forte dose-fort débit, il ne semble pas qu'il existe de contestation quant à l'utilisation possible de deux méthodes pour

³⁹ Pour plus de détails, voir en particulier l'annexe 6 du rapport de l'Académie (p. 97-98)

effectuer le calcul du risque vie entière en tenant compte de la radiosusceptibilité supérieure des jeunes (voir précédemment : 2.1.2, point 2). Rappelons pourtant que, si ces deux méthodes donnent des coefficients de risque sensiblement identiques dans le cas du modèle additif (4% Gy⁻¹ pour l'une, 4,5% Gy⁻¹ pour l'autre), elles sont sensiblement divergentes dans le cas du modèle multiplicatif (7,1% Gy⁻¹ pour l'une, 11% Gy⁻¹ pour l'autre). A ma connaissance, il n'y a pas de débat sur ces deux méthodes de calcul proposées par l'UNSCEAR et sur le choix effectué par la CIPR.

L'essentiel des critiques porte sur le choix du modèle multiplicatif à coefficient constant. Ce choix est-il encore valable à la lumière des connaissances scientifiques accumulées aujourd'hui ?

Dès 1988, dans le rapport de l'UNSCEAR, et 1990, dans le document 60 de la CIPR, on trouve des réserves sur la validité absolue du modèle multiplicatif à coefficient constant. Dans le paragraphe 88 de son Annexe B, le rapport UNSCEAR 1988 indique que *"on doit noter que, à Hiroshima et Nagasaki, parmi les deux classes d'âge les plus jeunes — c'est-à-dire 0-9 ans et 10-19 ans au moment de l'explosion — le risque a décliné de façon significative dans la classe d'âge 0-9 ans et également, mais de façon moins significative, dans la classe d'âge 10-19 ans."* Plus loin (§118), lorsque le Comité essaie de déterminer un modèle préférentiel (sans y parvenir d'ailleurs), il note bien que *"si, comme cela a été récemment observé dans l'étude [sur les malades soignés pour] spondylarthrite ankylosante, l'excès de risque pour les tumeurs solides en fait diminue ou disparaît après 30 ans, alors la plus grande partie des tumeurs auront été exprimées dans la plupart des cohortes [étudiées en épidémiologie] et les efforts de projection [du risque sur la vie entière] pourraient être effectués avec relativement moins d'incertitudes. Cependant les données japonaises ne montrent pas encore une telle décroissance, à l'exception des jeunes classes d'âge au moment de l'exposition."* Enfin dans le paragraphe 524 l'UNSCEAR rappelle que certaines données suggèrent que l'excès de risque relatif peut décroître au cours du temps.

Pour sa part la CIPR est un peu moins claire. Dans les paragraphes consacrés à une présentation générale des effets stochastiques, elle indique par exemple que *"le modèle multiplicatif de projection de risque est probablement trop simple, même pour l'exposition des adultes"* (§76). Plus loin la Commission met en avant l'utilisation de ce modèle pour les cancers autres que la leucémie, *"en reconnaissant que cela peut surestimer la probabilité d'incidence de cancers à des âges plus avancés car le modèle multiplicatif peut ne pas rester valable pendant toute la durée de la vie"* (§81). Cependant elle n'établit pas de lien formel avec les tendances observées sur l'évolution du risque relatif chez les jeunes : tout au plus doit on remarquer que l'emploi dans le paragraphe 76 de la précision *"même chez les adultes"* implique que le caractère trop simple du modèle multiplicatif est le plus manifeste chez les personnes jeunes. Il est regrettable que la CIPR n'ait pas cru devoir être plus explicite.

Il convient alors d'éliminer un faux problème. Les considérations précédentes montrent que le débat sur la validité du modèle multiplicatif à coefficient constant ne peut pas remettre en cause — sur ce seul fondement — la validité du coefficient de risque vie entière déterminé par l'UNSCEAR pour une population *adulte*, non plus que celui de la CIPR. Le débat porte sur l'évolution des coefficients de risque observés dans les

populations jeunes — donc indirectement les coefficients de risque vie entière calculés pour l'ensemble de la population, qui agrège les adultes et les jeunes.

En définitive la remise en cause du modèle multiplicatif à coefficient constant ne peut avoir d'influence que sur la détermination du risque supporté par le public en général et non sur le risque supporté par les travailleurs. *Toutes choses égales par ailleurs*, cette remise en cause ne pourrait avoir d'impact que sur la limite de dose applicable pour le public, mais aucunement sur la limite applicable aux travailleurs.

Les indications déjà relevées dans le rapport UNSCEAR 1988 et dans la CIPR 60 ont été confirmées par la poursuite du suivi des survivants japonais. Dans l'annexe 6 du rapport de l'Académie des sciences, J. ESTEVE (Centre international de Recherche sur le Cancer, Lyon) indique ainsi que *"cette étude apporte pour la première fois des données précises sur la modification de l'excès de risque relatif avec le temps écoulé depuis la première exposition. Ces données révèlent une évolution totalement différente chez les adultes et chez les sujets âgés de 0 à 20 ans (40)." Dans sa conclusion, J. ESTEVE écrit de façon très nette que "l'estimation [pratiquée par l'UNSCEAR en 1988] pour la population générale tous âges confondus est en revanche vraisemblablement trop élevée car elle admet que le risque relatif observé chez les enfants restera constant sur la vie entière, ce que les données récentes excluent avec certitude"* (p. 99).

Il est clair que le modèle multiplicatif à coefficient constant ne fournit plus une image adéquate de la réalité et qu'il convient de l'amender dans un sens plus conforme aux certitudes actuelles. L'UNSCEAR a intégré ce fait dans ses rapports 1993 et 1994 : il est donc reconnu sans ambage par la communauté scientifique internationale. La CIPR ne pourra faire autrement que d'en tenir compte dans ses recommandations futures.

3. L'extrapolation des fortes doses-forts débits vers les faibles doses-faibles débits reste une question toujours aussi difficile et propice au débat scientifique. Elle a donné lieu à des échanges nourris lors de la réunion organisée par l'IPSN le 21 juin 1995 et lors de l'audition organisée par l'Office parlementaire le 23 novembre 1995. Ces échanges sont d'un niveau tel que j'aurais quelque mal à les présenter ici dans le détail. Je tenterai simplement de reproduire dans leurs grandes lignes les articulations essentielles des discussions.

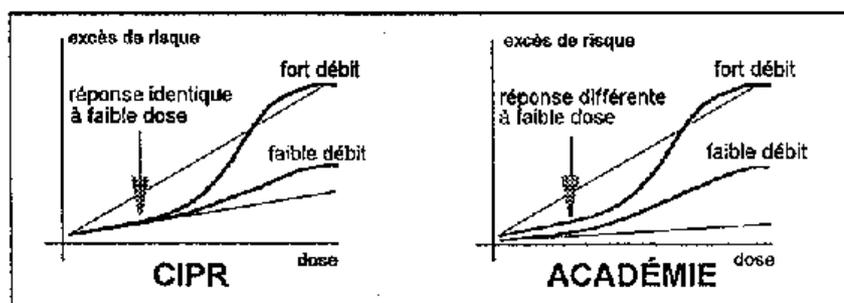
Je tiens à faire remarquer tout d'abord que la question de la valeur du facteur de réduction a toujours été considérée comme ouverte. L'UNSCEAR indiquait en 1988 vouloir approfondir le sujet ; il notait par ailleurs *"qu'un tel facteur varie certainement de façon très large avec le type de tumeur et la gamme de débit de dose."* De son côté la CIPR manifestait une prudence remarquable. Le paragraphe 74 de la CIPR 60 démontre cette prudence : *"La gamme de données est très étendue et la Commission reconnaît que ce choix [de la valeur 2] est quelque peu arbitraire et peut-être conservatif."* Même prudence dans le paragraphe B62 de l'annexe B : *"La Commission a décidé de recommander pour la protection radiologique un facteur de réduction de dose et de débit de dose de 2, tout en reconnaissant que ce choix est arbitraire et peut être conservatif. A*

⁴⁰ Il s'agit bien entendu des âges au moment de l'exposition.

"l'évidence cette recommandation changera si de nouvelles informations plus solides venaient à être disponibles."

Ces informations sont-elles aujourd'hui disponibles ? Je n'en suis pas persuadé, pour autant qu'un non spécialiste puisse exprimer une opinion sur ce sujet aussi complexe.

L'UNSCEAR et la CIPR (comme de nombreuses autres institutions nationales : NRPB au Royaume Uni, NCRP aux États-Unis...) estiment qu'un seul facteur peut être utilisé pour effectuer l'extrapolation des fortes doses-forts débits vers les faibles doses-faibles débits et qu'on peut en évaluer la valeur numérique à partir de la représentation (graphique) de la relation dose-effet. L'Académie des sciences estime que cette approche est très critiquable car l'unicité de ce facteur de réduction ne prendrait pas en compte l'influence du débit de dose. Les deux schémas ci-dessous illustrent les thèses en présence.



Pour la CIPR comme pour l'UNSCEAR la valeur du facteur de réduction peut être déterminée par le rapport entre la pente moyenne observée dans la région des fortes doses et la pente à l'origine. Les partisans de la CIPR défendent un raisonnement complexe, qui fait intervenir à la fois des considérations d'ordre épidémiologique et des considérations biologiques (y compris un appel aux phénomènes de réparation de l'ADN...) ⁽⁴¹⁾ :

- les observations (comme la *Life Span Study*) permettent de déterminer la forme de la relation dose-effet dans le domaine des fortes doses (partie droite des schémas), pour des débits de dose élevés ;
- on sait par d'autres expériences ou observations qu'il existe indubitablement un risque moindre pour les expositions à faibles doses et à faibles débits de dose ;
- on en conclut que la relation dose-effet est concave dans le domaine des doses intermédiaires et faibles (partie gauche des schémas) ;
- considérons des situations où la dose reçue est de plus en plus réduite ; au fur et à mesure que la dose délivrée diminue, les événements cellulaires (lésions de l'ADN) contribuant au risque deviennent de plus en plus rares ; vient un moment où, statistiquement, ils sont si rares que les noyaux cellulaires qui

⁴¹ Pour une illustration argumentée, voir le rapport précité du NRPB : *Risk of Radiation-induced Cancer at Low Doses and Low Dose Rates for Radiation Protection Purposes*, Documents of the NRPB, vol. 6 n° 1, 1995.

servent de cibles ne reçoivent plus au maximum qu'une seule lésion chacun pendant l'exposition au rayonnement ⁽⁴²⁾ ; deux conséquences majeures en découlent :

1/ la réponse à l'exposition devient *linéaire* : si par exemple la dose reçue est divisée par 2, cela veut dire que le nombre total de lésions est divisé par 2 et par voie de conséquence le nombre d'événements cellulaires contribuant au risque ; comme chaque noyau n'a déjà plus au maximum qu'une seule lésion, c'est donc le *nombre des noyaux cellulaires lésés* qui est divisé par deux ; ceci est la définition d'une relation linéaire ; il n'y a pas au niveau cellulaire d'effet collectif dans l'acquisition du risque, dans ces conditions d'exposition : le risque total est la somme des contributions élémentaires apportées par chacun des événements significatifs ⁽⁴³⁾ ;

2/ la réponse à l'exposition devient *indépendante du débit de dose* : du fait de cette absence d'effet collectif, peu importe que la dose soit délivrée en une seule fois ou de façon fractionnée : dans les deux cas, et du fait de l'indépendance de chaque événement significatif, le risque ne dépend que du nombre total de noyaux lésés, donc de la dose reçue ;

- on en déduit que, quel que soit le débit de dose utilisé, les relations dose-effet sont équivalentes ⁽⁴⁴⁾ à la *même* relation linéaire dans le domaine des faibles doses ; on en déduit qu'il suffit d'un seul facteur pour prendre correctement en compte le passage des fortes doses-forts débits aux faibles doses-faibles débits
- par ailleurs, plus le débit de dose diminue, plus les possibilités ouvertes aux systèmes de réparation de l'ADN sont importantes ; il en résulte que les possibilités d'interaction entre des événements successifs se produisant dans un même noyau cellulaire deviennent de plus en plus réduites ; à la limite, lorsque le débit de dose sera suffisamment faible, les événements cellulaires pourraient être totalement indépendants donc la réponse devenir linéaire, même si la dose est intermédiaire ou forte : la situation est alors identique à celle examinée précédemment ; on peut ajouter de ce fait que, dans cette interprétation, la concavité de la relation dose-effet est plus faible que dans l'interprétation de l'Académie, pour un même débit de dose ;
- dans ces conditions, pour une gamme de dose donnée, on peut en diminuant progressivement le débit de dose obtenir des approximations successives du facteur de réduction ; cette méthode est plus praticable que celle consistant à se diriger vers le domaine des faibles doses puisqu'avec cette dernière méthode le risque sera beaucoup plus faible donc plus difficile à détecter.

⁴² Il est très important de noter ici qu'il ne s'agit pas de *toutes* les lésions physiques subies par l'ADN mais seulement des lésions *contribuant au risque*, qui n'en forment qu'un sous-ensemble.

⁴³ Ces événements sont indépendants au sens des probabilités.

⁴⁴ Y compris au sens mathématique.

On voit que le noeud de l'explication se situe dans la proposition selon laquelle « une seule lésion dans une seule cellule apporte une contribution donnée au risque de cancer ». Cette proposition suppose réalisée quatre conditions et a trois répercussions sur la relation dose-effet :

- les quatre conditions nécessaires pour réaliser la proposition sont : 1/ l'initiation est l'étape déterminante dans la radiocancérogenèse ; 2/ les lésions de l'ADN sont le facteur déterminant de la radiocancérogenèse ; 3/ les lésions de l'ADN ne peuvent pas être totalement réparées par les systèmes *ad hoc* de la cellule ; 4/ la probabilité que survienne une lésion contribuant au risque est indépendante des conditions d'exposition ;
- les répercussions sur la relation dose-effet ont été en partie évoquées dans le raisonnement précédent : 1/ la relation dose-effet est sans seuil ; 2/ à faible dose et faible débit de dose, la relation est linéaire et ne montre pas d'influence du débit (*cf. supra*) ; 3/ à plus forte dose et plus fort débit, on observe des effets cellulaires collectifs (ou coopératifs) qui font que la relation dose-effet s'incurve et qu'on observe une influence du débit de dose.

Autre répercussion, de nature biologique cette fois : les tumeurs sont monoclonales c'est-à-dire que toutes les cellules constituant une tumeur descendent de la même cellule mère.

Si l'une seulement des quatre conditions nécessaires n'est pas réalisée, ou bien si l'une des quatre conséquences prévues n'est pas vérifiée, alors on doit en conclure que la proposition « une seule lésion dans une seule cellule apporte une contribution donnée au risque de cancer » est fautive et que l'ensemble de l'édifice intellectuel s'effondre.

Réglons immédiatement le sort de la condition 2 : aucune prise de position sérieuse ne vient aujourd'hui contester le fait que, dans le cadre de la phase d'initiation, les lésions de l'ADN sont le facteur déterminant de la radiocancérogenèse. Pour le reste, on peut soit contester directement les trois conclusions concernant la relation dose-effet, soit contester l'une des conditions nécessaires à la validité de la proposition « une seule lésion dans une seule cellule apporte une contribution donnée au risque de cancer ».

Je renvoie au rapport de l'Académie pour la contestation directe des trois conséquences de la proposition : 1/ on observe souvent des seuils pratiques (surtout avec les rayonnements α) ; 2/ aucune étude épidémiologique n'arrive à mettre en évidence de cancers au dessous de doses déterminées ; 3/ aucune observation n'a pu prouver la linéarité à faible dose ; 4/ il existe des études montrant une influence du débit de dose même à faible dose, ce qui dément la linéarité de la relation dose-effet, etc.

Les échanges d'arguments relatifs aux quatre conditions évoquées plus haut méritent une présentation plus poussée. La position de l'Académie des sciences peut être synthétisée comme suit.

1. L'Académie suggère que les lésions subies par l'ADN du fait d'une exposition sont similaires à celles subies naturellement du fait du « stress oxydant » dans les

cellules. Je renvoie par exemple à la rédaction des paragraphes 3 et 4 en p. 12 du rapport, ou à un entretien accordé à *La Lettre du CADAS* par le Pr. TUBIANA ⁽⁴⁵⁾. Par conséquent les lésions subies du fait des rayonnements sont susceptibles d'être réparées selon les mêmes mécanismes que les lésions naturelles ; c'est bien le sens qu'il faut accorder au dernier paragraphe de la p. 13.

2. L'Académie estime que l'efficacité des systèmes de réparation est différente à faible dose-faible débit et à forte dose-fort débit. Comme l'indique le Pr. TUBIANA dans l'entretien publié dans *La Lettre du CADAS*, cette différence se manifeste à cause de deux mécanismes :

- la saturation à forte dose des mécanismes de réparation : *"il existe à l'intérieur des cellules des systèmes de réparation extrêmement puissants pour faire disparaître les lésions de l'ADN provoquées par les rayons ionisants lorsqu'il s'agit d'une dose modérée. Par contre, si la dose est plus élevée, ces systèmes sont saturés et la réparation est beaucoup moins efficace."* L'explication de cette saturation repose (entre autres) sur l'existence d'un stock d'enzymes réparateurs, totalement « consommé » en cas de dose suffisamment forte.
- la prolifération cellulaire après une dose élevée : *"on sait que si la dose est élevée, disons de l'ordre de 1 Sv, il y a mortalité cellulaire, et alors les cellules entrent en processus de division pour remplacer les cellules manquantes. Or les mécanismes de réparation cellulaire sont beaucoup plus efficaces chez les cellules au repos."*
- le rapport de l'Académie ajoute un troisième mécanisme : la mise en oeuvre de systèmes de réparation inductibles par les rayonnements ⁽⁴⁶⁾ dont l'efficacité n'est pas parfaite et qui conduisent ainsi à des réparations fautives (mutations dans les gènes constituant l'ADN) ; *"le système inductible aboutit normalement à la mort programmée (apoptose) des cellules porteuses de lésions persistantes. Cependant, à forts débits de dose, l'apoptose peut ne pas éliminer la totalité des cellules dont le génome a été altéré"* (p. 13).

3. La cancérogenèse nécessite l'acquisition par la cellule de plusieurs mutations. Il est hautement improbable que cette acquisition puisse résulter du passage d'une seule particule ionisante dans la cellule ⁽⁴⁷⁾. En revanche elle peut être assurée par la multiplicité des lésions mal réparées survenues dans une cellule fortement irradiée (mais survivante). De plus les cellules qui ont survécu à l'irradiation sont amenées à se reproduire plus rapidement pour compenser les pertes dues aux cellules tuées. L'irradiation à dose et débit relativement élevés conduit donc à la prolifération

⁴⁵ *"Les lésions provoquées par les rayonnements ionisants se situent vraisemblablement surtout au niveau des premières lésions de l'ADN. Celles-ci sont extrêmement fréquentes, il y en a naturellement un grand nombre chaque seconde, de nombreuses origines. Elles ne constituent pas un passage critique pour provoquer une lésion cancéreuse. Il est très improbable d'un seul rayon ionisant qui traverse une cellule puisse être à l'origine d'un cancer."*

⁴⁶ Qui devraient donc aller dans le sens d'une meilleure résistance au rayonnement.

⁴⁷ De façon plus générale on peut lire par exemple en p. 16 du rapport que *"on estime aujourd'hui que les lésions génétiques liées à l'irradiation n'expliquent pas, à elles seules, le devenir néoplasique des cellules."*

privilegiée de cellules mutées. La phase de promotion n'est pas négligeable dans le processus de radiocarcinogénèse.

Dans l'annexe 4 du rapport, J. LAFUMA met l'accent sur un autre mécanisme susceptible d'expliquer l'accumulation de lésions dans les cellules pré-cancéreuses. Cette accumulation pourrait découler de l'instabilité chromosomique que l'on peut observer dans les cellules sénescents, c'est-à-dire arrivées au terme de leur capacité reproductrice. Or il se trouve que l'irradiation favorise la sénescence des cellules puisque les pertes dues aux cellules tuées stimulent la reproduction — donc le vieillissement — des cellules survivantes. De nombreuses cellules parviennent ainsi au stade de sénescence du fait d'une forte irradiation. Pour J. LAFUMA, la phase de conversion n'est pas non plus négligeable dans le processus de radiocarcinogénèse.

4. Les choses sont moins nettes sur la monoclonalité des tumeurs. Dans l'annexe 4 au rapport de l'Académie, J. LAFUMA affirme que *"l'évolution clonale est lente, elle se fait par étapes et l'on observe même une polyclonalité dans les états précancéreux et dans les tumeurs, au début de leur évolution."* Cette rédaction peut laisser suggérer que la tumeur finale peut redevenir monoclonale, l'une des lignées de clones ayant fini par s'imposer au détriment des autres ; mais le texte de J. LAFUMA ne tranche pas sur ce point. Lors de la réunion du 21 juin 1995 organisée à l'IPSN, le Pr. TUBIANA a plutôt adopté une position inverse, en déclarant par exemple : *"Je suis tout à fait d'accord avec l'origine monoclonale des tumeurs humaines. J'ai même écrit plusieurs articles là dessus il y a une dizaine ou une quinzaine d'années. Je suis tout à fait convaincu de la monoclonalité."* Il n'est donc pas étonnant que le texte principal du rapport de l'Académie n'évoque pas cette question de la monoclonalité ou polyclonalité des tumeurs.

En revanche lors de la réunion de l'IPSN le Pr. TUBIANA établissait un *distinguo* important : *"Je crois qu'il ne faut pas confondre monoclonalité et influence unique de ce qui se passe dans une seule cellule. La monoclonalité est parfaitement compatible avec l'influence des cellules qui se trouvent autour de la cellule. [...] L'ensemble du tissu participe au processus cancéreux et il serait totalement erroné d'imaginer un modèle dans lequel une seule cellule isolée peut évoluer vers le cancer sans que toutes les autres cellules interviennent dans ce processus."* Monoclonalité ou pas, le terrain du débat reste donc celui des interactions coopératives au niveau tissulaire.

En définitive seules les expositions à des doses et débits de dose relativement élevés sont susceptibles de donner à la cellule irradiée les mutations compatibles avec sa survie, qui sont une étape dans le processus de carcinogénèse. Celle-ci est plus directement provoquée par les réactions tissulaires à la destruction par apoptose de nombreuses cellules irradiées. Ces réactions conduisent à la reproduction accélérée des cellules survivantes, qui sont justement les cellules mutées.

Pour l'Académie des sciences, la radiocarcinogénèse repose essentiellement sur des phénomènes collectifs : au niveau moléculaire, ils interviennent dans la qualité de réparation de l'ADN ; au niveau tissulaire, ils interviennent dans la régulation du développement cellulaire et tumoral.

C'est une toute autre logique microbiologique qui sous-tend les raisonnements de l'UNSCEAR et des personnes et institutions s'accordant avec la CIPR. Le Dr. COX lors de l'audition de l'Office le 23 novembre 1995 ou lors de la réunion du 21 juin à l'IPSN en a donné une présentation brillante :

- l'origine monoclonale de la plupart des cancers ne fait aucun doute ;
- la conséquence logique est que l'initiation d'une seule cellule accroît la probabilité de développer un cancer ; cela ne veut pas dire que toute cellule initiée va développer un cancer, mais que toute cause qui contribue à augmenter le stock de cellules initiées augmente par la même occasion la probabilité de développer un cancer ; l'existence reconnue de mécanismes puissants de réparation de l'ADN fait que la probabilité qu'une cellule lésée développe un cancer est très faible en tout état de cause ;
- le rayonnement intervient dans la phase d'initiation, il ne semble avoir un rôle promoteur que de façon très marginale ; dans ces conditions, la connaissance détaillée des étapes ultérieures de la cancérogenèse n'est pas nécessaire pour la compréhension des effets des rayonnements ;
- la nature des lésions causées par les rayonnements est différente de celles causées par le stress oxydant naturel : les rayonnements ionisants provoquent proportionnellement beaucoup plus de cassures double brin que le stress oxydant, qui provoque essentiellement des lésions ponctuelles ; dans cette optique, on s'explique également le fait que les rayonnements à fort TEL aient un pouvoir cancérigène supérieure aux rayonnements à faible TEL ⁽⁴⁸⁾ ;
- la plupart des mécanismes de réparation des cassures double brin sont fautifs, donc donnent naissance à des mutations (on connaît un seul mécanisme de réparation fidèle) ; cette quasi impossibilité d'obtenir des réparations fidèles s'explique par le caractère grossier des coupures subies par le brin d'ADN ; au contraire les cassures double brin provoquées par certains enzymes spéciaux (dits *enzymes de restriction*) sont bien réparables car la cassure est très « propre » ;
- la répartition comparée entre les différents mécanismes ne dépend pas de la dose ni du débit de dose (car on n'observe pas de changement dans la fréquence respective des différents types de mutations observés) ; donc la probabilité de réparation est identique quels que soient la dose et le débit de dose ;
- la stimulation radioinduite de mécanismes de réparation n'a pas d'influence convaincante : 1/ elle a été observée dans de rares systèmes biologiques,

⁴⁸ L'explication repose sur la répartition des dépôts d'énergie du fait de ces différentes causes : 1/ pour le stress naturel, les dépôts se produisent de façon aléatoire dans tout le volume de la cellule ; 2/ pour les rayonnements à faible TEL, ils se produisent le long de la trajectoire du rayonnement et peuvent être parfois suffisamment concentrés dans un volume critique au regard des dimensions des gènes pour provoquer une « attaque groupée » de l'ADN et entraîner ainsi la cassure totale d'un, voire deux, brin(s) ; 3/ pour les rayonnements à fort TEL les dépôts d'énergie sont très denses tout au long de la trajectoire, et il y a pratiquement toujours suffisamment de dépôts localisés « en grappe » pour provoquer avec quasi certitude des cassures double brin de l'ADN.

principalement des cultures de cellules sanguines (lymphocytes) ; 2/ les lymphocytes provenant de diverses personnes ne montrent pas tous ce phénomène, donc d'autres facteurs jouent certainement ; 3/ l'effet est au maximum de 50% ; 4/ le phénomène est visible seulement pour une gamme réduite de doses initiales⁽⁴⁹⁾ ; 5/ l'existence de systèmes de réparation inductibles⁽⁵⁰⁾ introduit effectivement une non linéarité dans la relation dose-effet (même au niveau cellulaire), mais cela peut être masqué par des effets contraires qui rétablissent une quasi-linéarité apparente.

En définitive, dans cette perspective, on peut dire que : 1/ l'exposition d'un tissu aux rayonnements provoque dans les cellules une certaine quantité de cassures double brin ; 2/ une certaine proportion de ces cassures n'est pas correctement réparée ; 3/ l'efficacité globale des systèmes de réparation ne dépend pas de la dose et du débit de dose ; 4/ une certaine proportion des cassures non réparées concerne des gènes sensibles du point de vue de la cancérogenèse ; 5/ l'acquisition des autres mutations nécessaires à l'apparition du caractère pré-cancéreux ne dépend pas nécessairement d'une nouvelle lésion mais peut découler des circonstances environnementales ; 6/ une cellule lésée, fût-ce du fait d'une seule lésion non réparée sur un gène sensible, franchit ainsi une étape dans le processus complexe qui mène au développement d'un cancer : elle a fourni une contribution au risque.

Pour les tenants de cette thèse, la radiocancérogenèse repose essentiellement sur des phénomènes individuels : au niveau moléculaire, une seule particule traversant la cellule a une probabilité non nulle de provoquer (au moins) un événement initiateur (cassure double brin non réparée, sur un gène « sensible ») ; au niveau tissulaire, une cellule initiée a une probabilité non nulle de « passer au travers » de tous les systèmes de régulation, pour finalement donner un cancer.

Chacune des deux thèses en présence s'appuie sur l'interprétation des études les plus récentes comme de celles déjà plus anciennes. Elles sont pourtant séparées par plus qu'une simple divergence : il y a une totale opposition sur les phénomènes fondamentaux gouvernant les « lois » des effets des rayonnements. Il est manifeste que les avancées des connaissances scientifiques en ce domaine n'ont pas réussi à clarifier ces « lois ».

Pour autant que je puisse émettre une opinion, le point faible de la logique développée par l'Académie des sciences est l'assimilation entre les lésions « naturelles » et les lésions provoquées par les rayonnements ionisants. Le point faible de la logique développée par les partisans de la CIPR est l'absence d'influence de la dose et du débit de dose sur les capacités de réparation des cassures double brin. Je ne veux pas dire par là que ces propositions sont fausses : je veux dire simplement que ce sont celles qui me

⁴⁹ Rappelons que la radiotolérance induite se manifeste après une exposition à une « faible » dose de rayonnement, dont on montre qu'elle induit parfois des substances impliquées dans la réparation de l'ADN. Dans ces conditions, une deuxième exposition subie quelque temps après montre des effets plus faibles que ce qu'ils devraient être normalement.

⁵⁰ Ces systèmes inductibles par les rayonnements ont été mis en évidence principalement chez certaines bactéries. Leur existence est parfois expliquée par le fait que le génome de ces bactéries est beaucoup moins complexe que le génome humain. Alors la « batterie » de mécanismes que doit gérer la cellule est suffisamment restreinte pour que des systèmes inductibles efficaces soient opératoires.

paraissent démontrées de la façon la moins convaincante, au vu de toutes les informations que j'ai pu rassembler par ailleurs.

2.2.3 Ces évolutions ne semblent pas susceptibles de provoquer aujourd'hui une remise en cause radicale des estimations faites par l'UNSCEAR et la CIPR

1. Tout le monde est d'accord sur le fait que le modèle multiplicatif à coefficient constant ne fournit qu'une image déformée de la réalité. La seule question valable est donc désormais l'évaluation de l'impact numérique que pourrait amener un raffinement du modèle multiplicatif⁽⁵¹⁾. Dans son rapport, l'Académie des sciences indique que celui-ci "*majore probablement l'excès de cancers, et cette majoration pourrait être très importante*" (p. 24). Il faut se tourner vers le rapport 1994 de l'UNSCEAR — au demeurant antérieur à celui de l'Académie — pour trouver une évaluation numérique de ce que pourrait être cette majoration.

Pour les cancers solides le Comité a procédé au réexamen des données de la *Life Span Study* en utilisant trois modèles multiplicatifs : 1/ à coefficient constant sur la vie entière ; 2/ à coefficient constant pendant 45 ans suivi (pour les sujets exposés avant 45 ans) d'une décroissance jusqu'au niveau observé pour la classe exposée à l'âge de 50 ans ; 3/ à coefficient constant pendant 45 ans suivi (pour les sujets exposés avant 45 ans) d'une décroissance jusqu'à un niveau de risque nul à l'âge de 90 ans⁽⁵²⁾.

Le premier modèle, identique à celui de 1988, permet de mettre en évidence les variations apportées par la prolongation du suivi des survivants jusqu'en 1987 et quelques modifications méthodologiques. Il fait apparaître une nouvelle augmentation du risque, qui est désormais évalué à 10,9% Gy⁻¹ contre 9,7% Gy⁻¹ dans le rapport UNSCEAR 1988. Bien que ce fait soit trop souvent occulté, il me paraît important de souligner ici que deux ans seulement de suivi supplémentaires (1985-1987) ont conduit à une réévaluation non triviale du coefficient de risque.

Les calculs effectués à partir du deuxième modèle donnent un coefficient de risque diminué d'environ 15%, soit 9,2% Gy⁻¹. Le troisième modèle conduit à calculer un coefficient de risque réduit d'environ 30%, soit 7,5% Gy⁻¹⁽⁵³⁾.

En définitive, l'UNSCEAR estime que les coefficients de risque déterminés en 1988 lui semblent toujours valables en 1994. Je ne vois pas comment la CIPR pourrait se démarquer de cette position, qui exprime le consensus scientifique international.

2. Pour les conditions de l'extrapolation vers les faibles dose-faibles débits et son interprétation sous-jacente, l'UNSCEAR s'est penché en 1993 sur les mécanismes de la radiocancérogenèse (rapport principal pp. 8-9, Annexe E pp. 551-618) ainsi que sur

⁵¹ Il ne faut pas oublier tout de même que personne ne défend plus aujourd'hui le modèle additif : tout le monde s'accorde à dire que le modèle le plus pertinent est à fondement multiplicatif, mais que le coefficient utilisé ne peut plus être considéré comme constant. Le débat consiste donc à savoir quels aménagements il faut accorder au modèle multiplicatif.

⁵² Voir pour plus de détails la figure XI de l'Annexe A (p. 160) dans le rapport UNSCEAR.

⁵³ Aux valeurs déterminées par ces trois modèles il convient d'ajouter 1,1% Gy⁻¹ au titre du risque de leucémie pour obtenir le risque total

"l'influence de la dose et du débit de dose sur les effets stochastiques des rayonnements" (Annexe F, pp. 619-728). En 1994, l'UNSCEAR s'est penché sur les mécanismes de réponse adaptative. Dans les deux cas, l'opinion exprimée par le consensus scientifique international n'a pas manifesté la volonté de s'écarter de la thèse contraire à celle de l'Académie des sciences.

En matière d'évaluation numérique du facteur de réduction, l'UNSCEAR a estimé dans l'Annexe F du rapport 1993 que *"si la réponse chez l'espèce humaine est similaire à celle observée chez les animaux d'expériences, il peut être envisagé que, à des débits de dose plus faibles que ceux rencontrés à Hiroshima, un facteur de réduction supérieur à celui suggéré par les données de la relation dose-effet pourrait être obtenu. Cependant l'information provenant des populations humaines exposées à de faibles débits de dose suggère que les coefficients de risque ne sont guère différents de ceux obtenus pour les survivants des bombardements atomiques, bien que les estimations de risque montrent de larges intervalles de confiance. Prises globalement, les données disponibles suggèrent que, pour l'induction des cancers, le facteur de réduction adopté devrait, sur des bases prudentes, avoir une valeur faible, probablement pas plus de 3"* (§359).

Il est à remarquer que cette évaluation n'a pas été reprise dans le texte du rapport principal, le Comité se contentant de recommander l'utilisation d'un facteur de réduction pour des doses inférieures à 200 mGy ainsi que pour des doses supérieures lorsque le débit de dose est inférieur à 0,1 mGy par minute, moyenné sur quelques heures.

Le débat scientifique est réel et difficile. A-t-il véritablement un intérêt pratique ? J'en doute fort.

En premier lieu l'Académie reconnaît que les doses effectivement reçues par les travailleurs sont dans la quasi totalité des cas inférieures à la limite recommandée par la CIPR ⁽⁵⁴⁾. En second lieu je ne m'explique pas les controverses touchant à la limite de dose pour le public. L'Académie estime, par la voix du Pr. TUBIANA, que les conséquences psychologiques d'une limite de dose fixée à 1 mSv par an seraient désastreuses ; elle estime d'autre part que sa divergence d'appréciation avec la CIPR ne porte plus que sur un facteur 2. Malgré toute ma bonne volonté, je ne comprends pas très bien les raisons pour lesquelles le public, dont on dit qu'il serait affolé par l'annonce qu'une dose de 1 mSv est dangereuse ⁽⁵⁵⁾, serait beaucoup moins affolé par l'annonce qu'une dose de 2 mSv est dangereuse.

En fait chacun est d'accord pour reconnaître que la CIPR ne peut faire que les choix allant dans le sens de la prudence. Tout jugement sur la pertinence de ces choix amène à se poser successivement deux questions.

⁵⁴ La protection radiologique des mineurs d'uranium causant à cet égard une difficulté particulière.

⁵⁵ Rappelons une fois de plus que la CIPR ne dit jamais que 1 mSv est *dangereux* mais que 1 mSv est *inacceptable*. C'est tout à fait différent.

Tout d'abord, les choix de la CIPR sont-ils illégitimes sur le plan scientifique ? Personne, pas même les détracteurs les plus acerbes de la publication CIPR 60, ne l'a jamais prétendu. La CIPR effectue ses choix dans la seule latitude des possibilités que lui offre la science du moment, ses flous artistiques et ses zones d'ombre. Or entre 1988 et 1995 la science n'a pas été capable de réduire les marges d'erreur, même si elle suggère qu'elles pourront probablement être réduites...

Alors les choix de la CIPR sont-ils *excessivement* prudents ? C'est bien là le cœur du message délivré par l'Académie des sciences, qui répond par l'affirmative. Mais parler de prudence excessive, c'est se placer résolument dans une perspective de gestion du risque et non plus d'évaluation scientifique. On ne peut pas porter de jugement sur une limite de dose sur des critères uniquement scientifiques, car la valeur de la limite est la résultante d'un processus complexe qui fait intervenir des jugements scientifiques et sociaux à la fois.

Pour les besoins de la radioprotection, pour les hommes chargés de définir ses principes généraux, pour ceux chargés de l'appliquer sur le terrain comme pour les responsables politiques chargés de l'endosser vis-à-vis du corps social, la véritable question ne consiste pas à savoir si le débat scientifique peut être clos aujourd'hui ni si la science peut apporter une réponse définitive. Il s'agit bien plutôt de savoir si l'on peut gérer correctement le risque radiologique à partir des connaissances actuelles.

Or il me paraît certain que l'on en sait suffisamment aujourd'hui pour mettre en place un système solide de radioprotection.

En ce sens le débat scientifique sur les effets biologiques des faibles doses occulte celui autrement plus important sur les critères d'acceptabilité du risque et les modalités de gestion du risque, qui sont le fondement essentiel de la politique de protection radiologique. En ce domaine, il faut convenir que, par rapport à la CIPR 26, les évolutions conceptuelles proposées par la CIPR dans sa publication 60 fondent un système de protection radiologique robuste dont la « sensibilité » aux facteurs purement scientifiques a été considérablement réduite.

C. LE SYSTEME PROPOSE PAR LA CIPR RESISTERA SANS MAL AUX

EVOLUTIONS SCIENTIFIQUES A VENIR

On réduit souvent la publication CIPR 60 à la diminution des limites de dose recommandées par la Commission. C'est une vision tout à fait partielle de ce texte qui, ne l'oublions pas, veut *"aider les autorités réglementaires et consultatives aux niveaux nationaux, régionaux et internationaux, en fournissant des orientations sur les principes fondamentaux sur lesquels on peut baser une protection radiologique pertinente"* (CIPR 60, §10). Ces principes fondamentaux ne peuvent pas se réduire à de simples limites de dose, même si celles-ci occupent une place importante — ne serait-ce qu'en raison des traditions réglementaires de toutes les administrations.

A cet égard la CIPR 60 est quelque peu paradoxale : on a souvent tendance à considérer qu'elle a renforcé la rigueur des limites de dose, alors qu'en fait elle a retenu une approche moins sévère qu'en 1977 ; on a souvent tendance à oublier les autres aspects du texte, alors qu'ils sont la clef d'une radioprotection moderne et exemplaire.

1. LES LIMITES DE DOSE RECOMMANDEES DANS LA CIPR 60 GERENT LE RISQUE RADIOLOGIQUE DE FAÇON MOINS RIGOUREUSE QUE DANS LA CIPR 26

Plus je progressais dans l'étude des fondements de la révision des normes de protection, plus j'étais gêné par un apparent décalage entre :

- d'une part l'accroissement d'un facteur 4 du coefficient de risque (de 2,5% Gy⁻¹ à 11% Gy⁻¹) ;
- d'autre part la diminution d'un facteur 2,5 seulement de la limite recommandée pour les travailleurs (de 50 mSv par an à 20 mSv par an en moyenne sur 5 ans) ;
- passant (semblait-il...) de 5 mSv par an à 1 mSv par an, la limite pour le public paraissait pour sa part « en phase » avec l'augmentation du coefficient de risque.

Il y avait eu manifestement une modification dans l'approche retenue par la CIPR pour la gestion du risque subi par les travailleurs. La poursuite de mes investigations — limitées en l'occurrence à une lecture attentive de la CIPR 26 et de la CIPR 60 — m'a montré qu'en 1990 la CIPR a abandonné la référence aux industries les plus sûres pour déterminer la limite de dose applicable aux travailleurs. Il m'est apparu également que, en fait, la limite fixée pour le public n'a pas évolué entre 1977 et 1990. Enfin, au vu des ces louvoisements de la CIPR, je m'explique mieux les difficultés qu'a pu rencontrer l'Académie des sciences en recommandant dans ses rapports de 1989 et 1995 de compléter la limite « traditionnelle » de 50 mSv par an avec une limite supplémentaire de 1 Sv sur la vie professionnelle.

1.1 La limite « travailleurs » ne fait plus référence aux industries les plus sûres

Pour déterminer une limite de dose, il faut articuler deux démarches :

- connaître le risque causé par les rayonnements : il faut pour cela évaluer un coefficient de risque dont la détermination, on l'a vu, fait appel à la fois aux connaissances scientifiques et à des jugements de valeur ;
- déterminer le niveau de risque acceptable du fait de l'exposition aux rayonnements : il faut pour cela se fixer un système de référence par rapport auquel on positionnera le risque induit par les rayonnements ionisants.

1.1.1 En 1977 la CIPR 26 fondait son approche comparative sur une base ferme

En 1977, dans sa publication 26, la CIPR avait poursuivi l'objectif d'asseoir sur des fondements plus fermes les recommandations pour limites de dose qui avaient été proposées depuis une vingtaine d'années déjà. Il s'agissait de savoir si, au regard des connaissances accumulées jusqu'alors, ces limites pouvaient être considérées comme acceptables au regard des autres risques encourus du fait de la vie en société. Bien que, comme l'indique le paragraphe 77 de la CIPR 26 "il n'y [eût] pas d'indication que le système recommandé de limitation de dose ait échoué à promouvoir un niveau approprié de sécurité", la Commission souhaitait savoir si ce système nécessitait une révision.

La Commission a estimé qu'il convenait d'évaluer les niveaux de risque associés à l'application du système de recommandations en vigueur, en se fondant sur les coefficients de risque (organes individuels, tous cancers, effets génétiques graves...). Deux questions successives devaient être posées :

- quel risque subissent les individus exposés de façon continue pendant toute leur vie professionnelle (travailleurs) ou entière (public) aux limites recommandées par la Commission ?
- ce niveau de risque est-il inférieur, comparable ou supérieur à celui subi par ailleurs par ces mêmes populations du fait de la vie en société (risques professionnels, risques de la vie courante) ?

La Commission reconnaissait la difficulté d'une telle démarche (CIPR 26, §97-98), car la mesure du détriment total causé par les rayonnements est difficile, de même que la mesure des risques subis dans les autres professions ou dans la vie courante. La Commission a cependant estimé qu'elle disposait de suffisamment d'éléments pour pratiquer une évaluation comparative raisonnablement pertinente.

En 1977 la Commission estimait alors que, "pour le futur prévisible, une bonne méthode pour juger de l'acceptabilité des niveaux de risque dans les travaux sous rayonnements consiste à comparer le risque à celui d'autres occupations professionnelles reconnues pour avoir de hauts standards de sécurité, qui sont généralement considérées comme celles où la mortalité annuelle moyenne due aux risques professionnels n'excède pas 10^{-4} . [...] En évaluant les implications des limites de dose, la Commission estime que le taux calculé d'induction de cancers mortels du fait d'une exposition professionnelle ne devrait en aucun cas excéder le taux de mortalité professionnelle dans les industries reconnues comme ayant de hauts niveaux de sécurité" (§96).

La Commission remarquait ensuite que la limitation de la dose individuelle procure en fait une protection supérieure, en moyenne, dans les groupes de travailleurs. Ainsi l'expérience passée montrait que l'application d'une limite de dose individuelle de 50 mSv entraînait dans les faits une exposition moyenne de 5 mSv. La Commission a alors tenu le raisonnement suivant :

- le calcul du risque subi par des groupes de travailleurs soumis à une limite de dose de 50 mSv, c'est-à-dire en fait à une exposition moyenne réelle de

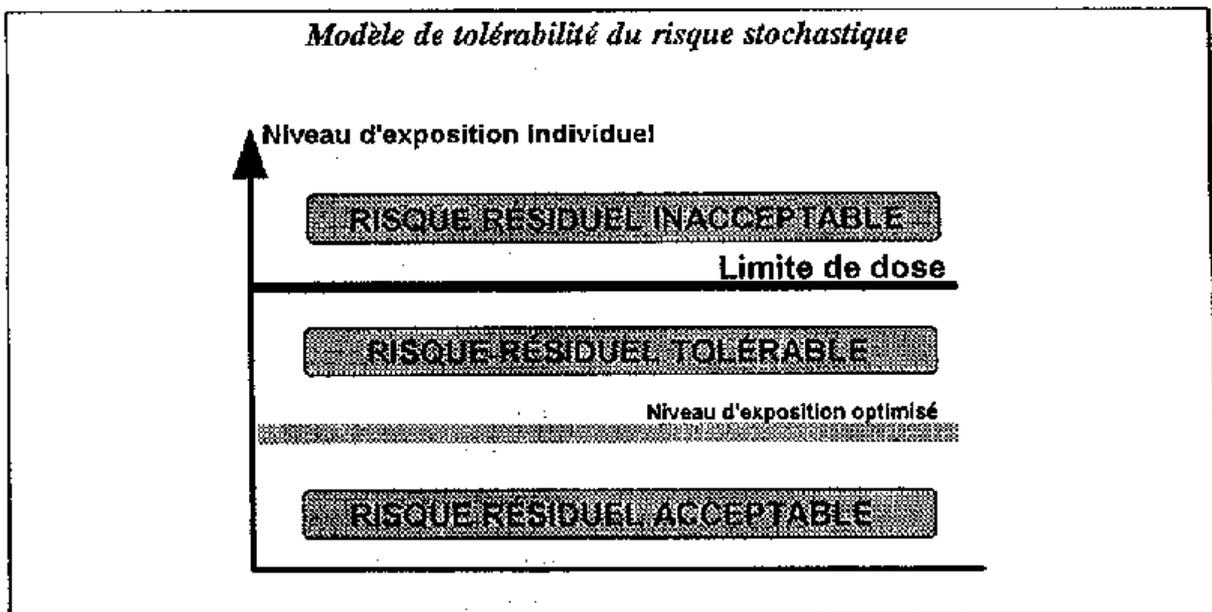
5 mSv, entraîne, sur la base des coefficients de risque déterminés par la Commission, un risque annuel de cancer mortel de 10^{-4} ;

- la limite de dose de 50 mSv par an fournit donc aux travailleurs une protection en moyenne égale à celle procurée par les industries les plus sûres ;
- pour les individus les plus exposés aux rayonnements, une exposition prolongée à 50 mSv par an entraîne un risque 10 fois supérieur ; ce risque est également comparable à celui subi par les postes les plus exposés dans les industries les plus sûres.

La Commission estimait ainsi que la limite de 50 mSv par an fournissait une protection adéquate à la fois en valeur moyenne et pour les personnes les plus exposées.

1.1.2 Les points de comparaison sont beaucoup plus « brouillés » dans la CIPR 60

C'est à une logique différente qu'a voulu obéir la Commission dans sa publication 60. Elle estime dans le paragraphe 148 que la méthode comparative employée en 1977 n'est plus adéquate, en énonçant un certain nombre de raisons qui l'ont amené à changer ainsi sa position. Elle estime avoir adopté désormais une méthode plus cohérente qui consiste à "établir, pour une série de pratiques définies, un niveau de dose au-dessus duquel les conséquences pour un individu seraient globalement considérées comme inacceptables." Elle introduit ainsi les notions d'*exposition inacceptable*, d'*exposition tolérable* et d'*exposition acceptable*. Dans ce contexte, la limite constitue la frontière entre l'inacceptable et le tolérable.



La méthode de détermination de la limite de dose pour les travailleurs est exposée dans les paragraphes 152 à 162. La Commission aboutit ensuite à la conclusion que "les résultats indiquent qu'une dose annuelle et régulière de 50 mSv, correspondant à une dose efficace pour la vie entière de 2,4 Sv, est probablement trop élevée, et serait considérée comme telle par beaucoup. En particulier la perte d'espérance de vie pour ce

niveau de dose (1,1 an) et le fait que la probabilité de décès due aux rayonnements dépasserait 8%, même à un âge avancé, seraient jugés excessifs pour des activités dont la plupart ont une origine récente et qui de ce fait doivent constituer un exemple."

La Commission utilise ainsi "en particulier" deux indicateurs numériques et une référence à la nécessaire exemplarité d'une industrie récente pour déterminer ensuite que la limite adéquate lui semble être 1 Sv sur la vie entière.

Il est clair que la Commission a abandonné toute référence numérique objective permettant d'établir une comparaison avec les niveaux de risque subis par ailleurs dans les autres industries.

Pourquoi la CIPR a-t-elle ainsi fragilisé son raisonnement ? Personne ne conteste que la détermination d'une limite relève en partie de considérations sociales. Mais l'introduction de ces considérations sociales ne dispense pas de rechercher la plus grande rigueur dans la façon dont s'élabore, s'articule et se justifie le jugement. Force est de constater que l'on ne peut pas savoir pour quelle raison 1,1 année de perte d'espérance de vie et 8% de probabilité de décès due aux rayonnements sont plus ou moins acceptables que d'autres valeurs pour ces deux critères.

Un début d'explication réside dans le tableau 5 (« Critères pour l'évaluation du détriment associé à une exposition professionnelle ») de la CIPR 60. Ce tableau rassemble pour diverses doses annuelles (10, 20, 30, 40 et 50 mSv) les valeurs des divers indicateurs numériques servant à évaluer le détriment. Le tableau porte également, à titre comparatif, les valeurs de ces indicateurs calculées à partir des données de 1977.

Critères pour l'évaluation du détriment associé à une exposition professionnelle

Dose efficace annuelle (mSv)	10	20	30	50	50 (1977)
Dose approximative sur la vie entière (Sv)	0,5	1,0	1,4	2,4	2,4
Probabilité de décès (%)	1,8	3,6	5,3	8,6	2,9
Contribution pondérée des cancers non mortels (%)	0,4	0,7	1,1	1,7	—
Contribution pondérée des effets héréditaires (%)	0,4	0,7	1,1	1,7	1,2
Détriment total (%)	2,5	5	7,5	12	
Années de vie perdues associées à un décès (années)	13	13	13	13	10-16
Perte d'espérance de vie moyenne à l'âge de 18 ans (années)	0,2	0,5	0,7	1,1	0,3-0,5

On voit dans ce tableau que les indicateurs calculés (rétrospectivement) pour 50 mSv à partir des données 1977 sont à peu de choses près équivalents à ceux calculés pour 20 mSv à partir des données 1990. Certes la Commission précise bien que "les résultats se rapportant aux données de 1977 et qui sont présentés dans le tableau n'ont pas été utilisés pour le choix actuel de la limite de dose" mais il est évident que la Commission ne pouvait pas déterminer une nouvelle limite de dose qui aurait conduit à une dégradation des indicateurs calculés à partir des données de 1977. Bien qu'elle s'en défende dans le texte de la publication 60, la Commission ne pouvait pas ignorer délibérément les conséquences de ses choix de 1977.

Quels qu'aient été les véritables critères de son choix en 1990, on constate *a posteriori* que la Commission a retenu l'option minimale qui consistait à fournir le même

niveau absolu de protection sanitaire en 1977 et en 1990 : elle a donc choisi de recommander une limite de dose de 1 Sv vie entière, pour une vie professionnelle de 50 ans environ ⁽⁵⁶⁾. Les paragraphes 163 à 166 présentent la façon de décliner cette limite première qui est « 1 Sv vie entière » : la Commission a choisi de recommander une limite de 20 mSv en moyenne sur 5 ans.

En adoptant cette solution, la Commission a délibérément ignoré les progrès constants effectués par l'industrie traditionnelle pour diminuer la fréquence et la gravité des accidents du travail. Si la Commission avait conservé le même point de référence (niveau de risque équivalent à celui des industries les plus sûres) elle aurait dû diminuer à due concurrence la limite de dose recommandée pour les travailleurs. Cette diminution n'est pas négligeable : un tableau édifiant publié dans le rapport n° 116 du NCRP ⁽⁵⁷⁾ montre par exemple que, aux États-Unis, le taux de mortalité par accident du travail dans l'industrie manufacturière a été divisé par plus de 2 entre 1976 et 1991. Pour l'ensemble de la population active, le taux de mortalité par accident du travail a été réduit de près de 40%.

Si la CIPR avait retenu une approche équivalente à celle de 1977, elle aurait dû fixer la limite de dose pour les travailleurs à 10 mSv environ.

Je note d'ailleurs que le NCRP américain a fait la moitié du chemin dans les recommandations qu'il donne aux autorités fédérales dans son rapport n° 116. Le NCRP introduit un système visant à limiter l'incrément annuel de dose à 10 mSv. Une certaine souplesse est introduite puisque le système de limitation du NCRP demande que la dose reçue soit toujours inférieure à $10 \text{ mSv} \times \text{âge du salarié}$, l'exposition ne pouvant dépasser 50 mSv en une année. La vie professionnelle commençant à 18 ans, tout salarié débute avec un « crédit de dose » de 180 mSv. Au total la dose sur la vie professionnelle ne doit donc pas dépasser 0,7 Sv environ.

L'abandon de la référence à l'industrie la plus sûre et le choix d'une limite de dose de 20 mSv traduisent le fait que la CIPR n'a pas voulu être aussi sévère qu'auparavant. A-t-elle estimé que l'industrie nucléaire ne pouvait pas « encaisser » en une seule fois une réduction aussi importante de la limite ? Je ne peux pas répondre aujourd'hui. Je dois cependant constater que cette moindre sévérité de la CIPR pour la limite « travailleurs » a son pendant pour la limite destinée au public.

1.2 La limite de dose pour le public n'a pas été diminuée entre 1977 et 1990

Quelle appréciation surprenante ! Ne dit-on pas *a volo* que la limite annuelle pour le public a été diminuée de 5 mSv à 1 mSv ? N'est-ce pas d'ailleurs le principal point d'achoppement pour les détracteurs de la CIPR 60 ?

⁵⁶ Les calculs ont toujours été effectués en fait sur une durée de 47 années, correspondant à une période d'activité de 18 à 65 ans. Cependant la référence « 50 années » est commode.

⁵⁷ NCRP, *Limitation of Exposure to Ionizing Radiation*, Report n° 116, 31 mars 1993.

Au détour d'une phrase, une expression peut pourtant attirer le regard du lecteur attentif. Au coeur du paragraphe 192 de la CIPR 60⁽⁵⁸⁾, on découvre ainsi que *"dans des circonstances particulières, une valeur de la dose efficace plus élevée [que 1 mSv] pourrait être autorisée pour une année donnée à condition que la moyenne sur 5 ans ne dépasse pas 1 mSv par an. Ceci ne représente qu'un léger changement par rapport à la recommandation précédente."* Léger changement ? Est-ce bien ainsi qu'il faut qualifier une apparente division de la limite « public » par un facteur 5 ? Là encore une lecture attentive des textes oblige à constater que, sous des dehors parfois obscurs, la CIPR avait déjà déterminé en 1977 une limite de 1 mSv par an pour le public.

1.2.1 La limite de dose recommandée pour le public est fixée à 1 mSv par an depuis 1977

Dans la publication CIPR 26, les limites de dose pour le public sont traitées dans les paragraphes 117 à 128. La Commission décide de prendre comme critère de référence l'acceptation du public pour d'autres risques de la vie courante. Les risques à considérer sont ceux pour lesquels il y a peu de possibilité d'action individuelle (on les subit sans pouvoir réellement les maîtriser soi-même) et pour lesquels il y a une possibilité d'action réglementaire au niveau national. Une activité typique répondant à ces deux caractéristiques est l'utilisation des transports en commun.

"De l'examen de l'information disponible sur les risques régulièrement acceptés dans la vie courante, il ressort que le niveau d'acceptabilité pour les risques fatals supportés par le public est d'un ordre de grandeur inférieur à celui déterminé pour les risques professionnels. Sur cette base, un risque compris dans une fourchette de 10^{-6} à 10^{-5} par an serait vraisemblablement acceptable par toute personne individuelle du public" (§118). Voici donc fixé le critère numérique qui va servir de point de comparaison pour fixer la limite de dose pour le public.

La Commission détermine alors que la dose correspondant à ce niveau de risque est procurée par une exposition (continue) à 1 mSv par an. Elle devrait alors en toute logique affirmer clairement que la limite recommandée pour le public est 1 mSv par an. Elle ne le fait pas cependant, et préfère recommander une limite de 5 mSv par an pour le groupe critique. Le groupe critique a été défini au paragraphe 85 : *"un tel groupe devrait être représentatif des individus susceptibles de recevoir l'équivalent de dose le plus élevé dans la population, et la Commission estime qu'il sera raisonnable d'appliquer la limite d'équivalent de dose pour les personnes individuelles du public à l'équivalent de dose moyen pondéré de ce groupe"*.

Les choses sont donc bien définies : la limite de dose « pour le public » sera déterminée de façon formelle par la valeur applicable au groupe critique seulement, et non pas à une personne quelconque du public.

⁵⁸ Ce paragraphe traite de la façon dont doit être appliquée la limite de 1 mSv par an, et discute de la possibilité d'établir une moyenne sur plusieurs années.

La Commission indique alors (§119) que la dose reçue par toute personne du public devrait être limitée à 1 mSv par an, et que l'application d'une limite de dose de 5 mSv par an au groupe critique "a été jugée capable de fournir ce niveau de protection."

Si le moyen de la protection est 5 mSv par an au groupe critique, l'objectif de cette protection est bien 1 mSv par an pour le public.

Les paragraphes 120 à 124 justifient cette approche dérivée pour assurer la protection de toute personne du public. La Commission indique ainsi :

- que 5 mSv par an *au maximum* pour le groupe critique assurent en fait 0,5 mSv par an *en moyenne* pour le public en général (§120) ;
- qu'une exposition supérieure en moyenne à 1 mSv par an mais résultant de pratiques optimisées pourrait toujours être justifiable (§121) ;
- que les évaluations des doses reçues par le groupe critique sont généralement effectuées de façon pessimiste (§124) ;
- que si cependant une exposition du groupe critique devait être évaluée à 5 mSv par an sur la base de calculs réalistes, cela correspondrait généralement à des expositions ne devant pas se produire de façon continue, et que dans ces conditions la limitation du risque sur la vie entière pourrait rester convenablement assurée (dans le cas inverse la Commission estime d'ailleurs que "il serait prudent de prendre des mesures destinées à restreindre leur dose vie entière") (§122) ;
- le paragraphe 123 est assez obscur.

1.2.2 La CIPR a également changé de point de référence pour déterminer la limite applicable au public en 1990

Il faut reconnaître que les choses sont plus clairement affichées en 1990 — en ce qui concerne le résultat final plus que les moyens d'y arriver, mais je vais y revenir tout de suite... — puisque la Commission énonce sans aucune ambiguïté que la valeur applicable à toute personne du public est 1 mSv (voir CIPR 60, §191). La Commission conserve la notion de groupe critique (§186), mais c'est la *contrainte* de dose et non la *limite* de dose qui s'applique à ce groupe critique ⁽⁵⁹⁾.

Confrontée en 1990 à l'augmentation du coefficient de risque, issue principalement des travaux de l'UNSCEAR et réinterprétée au sein même de la Commission, qu'allait faire celle-ci ? Était-il envisageable de diminuer d'un facteur 4 la limite « public » pour rester en ligne avec cette réévaluation de la gravité du risque ? Suivant la même démarche que pour la limite « travailleurs », la CIPR a conservé une valeur de 1 mSv en changeant de paradigme pour la gestion du risque. On peut dire en quelque sorte que 1 mSv en 1990 est plus laxiste que 1 mSv en 1977... C'est tout à fait évident lorsqu'on examine le tableau C-6 présenté dans l'annexe C : on y voit qu'une exposition continue à

⁵⁹ La notion de contrainte de dose est présentée ci-dessous.

1 mSv sur la vie entière conduit à une probabilité de cancer mortel égale à 4.10^{-3} à partir des données de 1990, contre 1.10^{-3} à partir des données de 1977. Le risque sanitaire a bien été multiplié par 4.

La clef de la nouvelle gestion du risque se trouve dans le paragraphe 190 de la CIPR 60. La Commission y évoque les deux approches envisageables pour établir une limite de dose pour le public : on peut soit se référer à la méthode utilisée pour les expositions professionnelles — mais on se trouve alors confronté à une difficulté encore plus grande pour évaluer le niveau à partir duquel le risque devient inacceptable — soit *"fonder le jugement sur les variations du niveau de dose existant provenant des sources naturelles. Le bruit de fond naturel peut ne pas être sans danger, mais sa contribution à l'ensemble du détriment sanitaire subi par la société est faible. Cette approche est peut-être mal ressentie, mais il est difficile de qualifier d'inacceptables des variations existant d'un endroit à l'autre (à l'exclusion des variations importantes de la dose due au radon dans les habitations)."*

La Commission trouve ici le plein intérêt des notions d'*inacceptable*, *tolérable* et *acceptable* qu'elle a introduites quelques paragraphes auparavant pour présenter la nouvelle philosophie de gestion du risque. Elle reconnaît — à contre-cœur, car elle ne le dit pas explicitement — que le risque sanitaire causé par une exposition continue à 1 mSv par an est supérieur à celui évalué en 1977. Elle reconnaît par là qu'une exposition continue à 1 mSv par an entraîne un risque pour le public supérieur à celui accepté par ailleurs pour les autres risques de la vie courante⁽⁶⁰⁾. Elle estime cependant que ce risque supérieur n'est pas pour autant devenu *inacceptable* puisqu'il est comparable au différentiel de risque qui existe entre deux personnes soumise à des bruits de fond radioactifs naturels différents.

Dans cette nouvelle pirouette, la Commission a évidemment été servie par le fait que la plupart des personnes croyaient — et croient toujours — que la limite recommandée pour le public était 5 mSv par an. La Commission a pu afficher une spectaculaire « diminution » de 5 à 1, alors que sa limite en 1990 est en fait moins protectrice qu'en 1977.

On voit que la signification à donner à une limite de dose ne peut pas dépendre uniquement des considérations scientifiques sur laquelle elle s'appuie mais aussi de la façon dont sont définies et appliquées les modalités de gestion du risque. On voit aussi que les paradoxes et les ambiguïtés peuvent naître naturellement de la combinaison hasardeuse de ces considérations. C'est à ce réseau de difficultés que s'est à son tour heurtée l'Académie des sciences dans ses rapports publiés en 1989 et 1995.

1.3 L'Académie des sciences a été confrontée à des problèmes similaires en proposant une limite vie entière de 1 Sv pour les travailleurs

Dans son rapport 1989 comme dans son rapport 1995 l'Académie des sciences propose de compléter la limite annuelle existante de 50 mSv par an pour les travailleurs

⁶⁰ A supposer que ces risques soient eux mêmes restés constants entre le milieu des années 70 et la fin des années 80, ce qui n'est pas évident : il est très probable au contraire que le risque lié à l'utilisation des transports en commun a diminué durant cette période.

par une limite de 1 Sv sur la vie professionnelle. Cette proposition est présentée avec une insistance plus évidente en 1995 puisque la dose vie de 1 Sv est appelée dans la recommandation n° 2 (p. 36) alors que les recommandations de 1989 disaient simplement que *"l'introduction d'une dose limite pendant la carrière professionnelle mériterait d'être envisagée."* La valeur de 1 Sv était à rechercher dans le corps principal du rapport.

En 1995, l'Académie des sciences propose ainsi un texte où, de façon tout à fait paradoxale, elle demande d'être à la fois *plus* sévère et *moins* sévère que la CIPR 60 !

1. L'Académie estime que la CIPR 60 est trop sévère et qu'il n'est pas nécessaire de réduire les limites actuelles, qui ont donné toute satisfaction. Je ne m'étendrai pas sur ce point, qui est au cœur de toute la démarche du rapport.

2. En revanche je ne comprends toujours pas quelles sont les raisons qui amènent l'Académie à introduire cette limite de 1 Sv vie entière. Il est regrettable que rien ne soit dit dans le rapport qui justifie les options retenues par l'Académie pour procéder à la gestion du risque radiologique et déterminer ainsi cette limite de dose. Aucune indication n'est donnée sur la méthode par laquelle l'Académie procède au passage du facteur de risque correct (par ailleurs non précisé) à la valeur choisie pour la limite de dose. L'explication avancée par le Pr. TUBIANA lors de l'audition du 23 novembre dernier (*"on pouvait très légitimement dire que recevoir 50 mSv par an pendant 50 ans de travail conduit à une exposition totale de 2,5 Sv, ce qui est de toute évidence une dose proche des doses présentant des risques."*) ne s'accorde pas avec la démarche généralement retenue lorsque les experts souhaitent déterminer une limite de dose.

Toujours est-il que, dans les faits, l'Académie des sciences propose exactement la même limite que la CIPR. Je rappelle que la conclusion à laquelle était arrivée la CIPR en 1990 était qu'il fallait limiter l'exposition sur la vie professionnelle à 1 Sv. L'Académie et la CIPR ne diffèrent que sur la déclinaison de cette valeur de 1 Sv :

- la CIPR a retenu une période de 5 ans, et demande donc de limiter l'acquisition de dose à 100 mSv en 5 ans, soit 20 mSv par an en moyenne ;
- l'Académie des sciences propose que la dose de 1 Sv soit *"répartie de façon homogène dans le temps [...] ce qui implique des bilans périodiques tous les 10 ans pour vérifier que le rythme d'acquisition est conforme à cet objectif"* ; l'Académie propose ainsi un objectif de 200 mSv environ en 10 ans, soit 20 mSv par an en moyenne.

L'Académie et la CIPR sont séparées seulement par la durée de la période sur laquelle il faut moyenniser les dose reçues : 5 ans pour la CIPR, 10 ans pour l'Académie. On pourrait donc conclure — premier paradoxe par rapport au message voulu par l'Académie des sciences — que l'Académie et la CIPR sont en accord quasi parfait.

3. En fait il n'en est rien, et l'Académie des sciences estime — à son corps défendant — que la CIPR n'est pas suffisamment sévère.

Tout le discours de l'Académie consiste à démontrer que le risque causé par les rayonnements est plus faible que celui estimé par la CIPR : celle-ci aurait manifestement surévalué le risque, est-il affirmé plusieurs fois dans le rapport. Dans ces conditions, puisque le risque est numériquement plus faible, le même niveau de protection peut être assuré en fixant une limite plus haute que celle de la CIPR.

Or la limite proposée par l'Académie des sciences est identique à celle proposée par la CIPR. Cela veut donc dire que l'Académie souhaite assurer un niveau de protection supérieur à celui préconisé par la CIPR. En d'autres termes, pour l'Académie des sciences, la CIPR n'est pas suffisamment sévère dans sa gestion du risque radiologique.

Et pourtant elle dit par ailleurs que les limites proposées par la CIPR sont trop rigoureuses ! J'ai beau retourner le problème en tous sens, je ne vois pas d'issue à ce paradoxe apparent...

A trop manier le paradoxe on finit par perdre de vue l'essentiel. Or l'essentiel dans la CIPR 60 n'est pas — n'est plus — la détermination de limites de dose. Comme me l'a indiqué le Pr. CLARKE dans un courrier répondant à quelques questions, le principal apport de la CIPR 60 est qu'elle fait passer d'un simple système de limitation de dose à un véritable système de protection radiologique.

2. LA CIPR 60 A INTRODUIT UN VERITABLE SYSTEME DE PROTECTION RADIOLOGIQUE

La CIPR 60 a introduit des modifications dans le concept de « limite de dose » mais a surtout développé la prévention du risque radiologique, en renforçant considérablement la place de l'optimisation dans le système de protection. Elle a également largement étendu le champ d'application des principes de radioprotection. Ce faisant, elle a renforcé tout autant les obligations pesant sur les autorités de radioprotection que celles pesant sur les exploitants.

2.1 La protection radiologique commence d'abord par la maîtrise des sources du rayonnement

2.2.1 La CIPR 60 a renforcé le statut des principes de justification et d'optimisation

Chacun en est aujourd'hui d'accord : une bonne protection radiologique passe par l'application du principe d'optimisation. Ceci se décline parfois en « principe ALARA » (*"As Low as Reasonably Achievable"* : Aussi bas que raisonnablement possible), que les Britanniques modulent fréquemment en *'As Low as Reasonably Practicable.'* Peu importe le nom, la religion est faite et chacun se doit d'optimiser.

En octobre 1994 j'ai eu l'occasion de constater avec plaisir au congrès organisé à La Rochelle par la SFRP que les Français avaient adopté sans réserve le principe d'optimisation. La conviction des intervenants était telle que, de retour au Royaume Uni,

le représentant du NRPB a publié un entrefilet dans le *Radiological Protection Bulletin* de cet organisme, intitulé '*ALARA is french !*'

Était-ce donc l'engouement naturel pour une nouveauté séduisante ? Oui et non. Car si le principe d'optimisation était déjà mentionné dans la CIPR 26 en 1977, c'est bien la CIPR 60 qui lui a donné ses véritables lettres de noblesse.

Il est difficile à un organisme chargé d'édicter des recommandations de portée générale, de donner une définition très précise de ce qu'est le principe d'optimisation. A vouloir être trop général il risque de rester vague ; à vouloir détailler il perd son autorité de principe. La CIPR n'a pas refusé l'obstacle et a exposé non pas les méthodes mais les lieux de l'optimisation : *"L'objectif général doit être d'assurer que le niveau des doses individuelles, le nombre de personnes exposées ainsi que la probabilité de subir des expositions quand ces dernières ne sont pas certaines, soient maintenus aussi bas qu'il est raisonnablement possible, compte tenu des facteurs économiques et sociaux. Il faut considérer toutes les interactions entre ces différentes quantités. Si l'étape suivante de réduction du détriment ne peut être accomplie qu'avec un déploiement de ressources tout à fait hors de proportion avec la réduction envisageable, il n'est pas dans l'intérêt de la société de passer à cette étape, dès lors que les individus sont correctement protégés. On peut alors dire que la protection est optimisée et que les expositions sont aussi basses qu'il est raisonnablement possible, les facteurs économiques et sociaux ayant été pris en compte."* La Commission laisse aux institutions concernées le choix des méthodes, qui peuvent être de simples analyses coût-avantage ou des analyses multi-critères.

On pourrait croire cependant que l'optimisation selon la CIPR 60 a perdu de la vigueur par rapport à l'optimisation selon la CIPR 26. Celle-ci avait procédé à quelques développements significatifs autour de cette notion dans un chapitre consacré aux « Principes généraux de la protection radiologique opérationnelle ». Elle y posait le principe d'une application au cas par cas ; elle évoquait divers critères dosimétriques pour la mise en pratique des processus d'optimisation ; elle mentionnait la possibilité de prendre en compte, en « valeur moyenne », les incidents mineurs susceptibles de se produire pendant l'activité entraînant une exposition ; elle relevait l'intérêt de la standardisation des équipements ; elle offrait la possibilité de choisir de diminuer arbitrairement la valeur de la limite par un facteur donné pour déterminer une valeur pseudo-optimisée, en cas de difficulté d'analyse...

Sous couvert de précision, ces indications ne représentaient en fait qu'une liste de « recettes », venant d'ailleurs à la suite d'une énumération de divers types de limites et niveaux pouvant servir de normes pour la protection contre les rayonnements.

La CIPR 60 renverse la perspective. L'optimisation n'est plus cette analyse coût-avantage quelque peu éthérée qui est utile à la fois à la détermination de l'acceptabilité d'une pratique et à la vérification *a posteriori* que les doses ont été réduites autant que raisonnablement possible. La CIPR 60 introduit un triple renforcement dans l'optimisation :

- elle lui impose de travailler, non pas sur l'indicateur composite qu'est la dose collective, mais séparément sur le niveau des doses individuelles et le nombre des personnes exposées ;
- elle en fait désormais un préalable à la mise en service de l'activité exposant au rayonnement. En effet *"le principe d'optimisation [...] est essentiellement lié à la source et devrait d'abord être appliqué lorsqu'on est au stade de la conception d'un projet [...]"* ;
- surtout, elle en fait la pierre angulaire du système de protection, car c'est le seul moyen qui réponde à l'objectif fondamental poursuivi par la Commission en matière d'effets stochastiques : *"assurer que toutes les mesures raisonnables sont prises pour réduire l'induction d'effets stochastiques"* (§100).

La Commission a ainsi tiré les conséquences ultimes de sa philosophie en matière de risque radiologique : dès lors que l'on admet que toute exposition aux rayonnements entraîne un risque, il faut faire tous les efforts possibles — raisonnablement possibles — pour réduire ces expositions, donc ce risque.

Pour le principe de justification, il suffit de relever qu'il peut désormais s'appliquer rétrospectivement aux pratiques en cours. La CIPR 26 demandait seulement qu'il s'applique aux pratiques dont l'introduction est envisagée.

2.1.2 La CIPR 60 a largement étendu le champ de son application

En 1977 la CIPR avait élaboré un système de limitation de dose, dont le champ d'application était relatif aux opérations normales. La CIPR 60 va beaucoup plus loin, et étend les exigences de la protection radiologique dans trois directions nouvelles :

- elle introduit la notion d'*exposition potentielle*, exposition qui pourrait se produire sans que l'on ait cependant de certitude si elle se produira ou pas ; pour les expositions potentielles, il faut donc s'intéresser en premier lieu au risque qu'elles surviennent effectivement, et combiner ce risque d'occurrence avec le niveau de l'exposition ; les expositions potentielles sont soumises à des limites de risque et non à des limites de dose ; elles doivent être intégrées dans le processus d'optimisation ; les expositions potentielles peuvent se rapporter soit aux écarts accidentels dans les procédures normalement prévues, soit aux expositions pouvant résulter des divers scénarios envisageables pour la gestion des déchets radioactifs ;
- la CIPR introduit la notion d'*intervention*, activité humaine visant à réduire l'exposition totale aux rayonnements dans les situations où les sources, les voies de transfert et les individus exposés sont déjà déterminés quand les décisions de radioprotection doivent être prises ; on y trouve par exemple les expositions aux sources naturelles de rayonnement, les accidents ou les interventions d'urgence ; le système de protection radiologique repose sur deux principes seulement dans le cas des interventions : la justification et

l'optimisation du bénéfice net associé à ces interventions ; les limites de dose ne s'appliquent pas en cas d'intervention ;

- la Commission met en pratique un principe d'équité entre les individus : la CIPR 26 n'avait donné à l'optimisation qu'un indicateur : la valeur monétaire de l'homme. Sievert ⁽⁶¹⁾, la CIPR 60 lui a donné aussi un outil : la contrainte de dose ; la Commission constate que *"l'optimisation de la protection peut [...] éventuellement entraîner des inégalités notables entre un individu et un autre. Cette inéquité peut être limitée dans le processus d'optimisation par l'introduction au niveau de la source de restrictions sur la dose individuelle. [Ces contraintes de dose] font partie intégrante de l'optimisation de la protection"* ; la contrainte de dose n'englobe pas toute l'optimisation, elle la complète pour éviter que l'optimum collectif n'obère la garantie accordée à l'individu ; elle ne constitue pas une limite au sens réglementaire mais semble liée au retour d'expérience tiré de la mise en oeuvre de pratiques similaires ou identiques.

C'est on le voit un réseau serré d'obligations nouvelles que porte en germe la CIPR 60. Elles mettent l'accent sur la maîtrise des sources de rayonnement et font de la limite de dose l'ultime moyen de la protection.

2.2 La limite de dose n'a plus désormais que la portée résiduelle d'un garde-fou ultime

2.2.1 La notion de limite s'est enrichie et restreinte à la fois

En 1977 la CIPR se cherchait manifestement une doctrine. Elle proposait aux autorités un système de protection fondé sur les limites de dose, tout en considérant déjà que ce système reposait sur les trois principes traditionnels (justification, optimisation, limitation) (§12). Elle estimait que la prévention des effets stochastiques était assurée par l'optimisation et la fixation de limites (§10) tout en accordant une place très restreinte à l'optimisation et en semblant réduire les limites à une fonction d'alerte sur les défaillances éventuelles du système de radioprotection : *"les limites d'équivalent de dose assurent la fonction critique supplémentaire de vérifier la pertinence et l'adéquation des pratiques de travail auprès de la source d'exposition. [...] Lorsque les limites ont été quelque peu dépassées, le fait généralement le plus significatif est la défaillance dans le contrôle [de l'exposition] plutôt que le dépassement de certaines doses convenues par quelques individus"* (§81). La limite de dose devenait ainsi un indicateur de fiabilité, alors qu'elle était par ailleurs l'instrument essentiel de la protection radiologique.

Les choses changent radicalement dans la CIPR 60. La Commission cherche d'abord explicitement à battre en brèche certaines idées reçues, dont celle qui voudrait

⁶¹ La valeur monétaire de l'homme. Sievert est introduite pour donner une réelle portée opératoire aux analyses coût-avantage préconisées par la CIPR 26. Pour juger si une situation est justifiable d'une part, pour déterminer les options à retenir afin d'optimiser les expositions d'autre part, il convient de « monétariser » le détriment causé à la population par l'exposition aux rayonnements. De même que l'on peut déterminer de façon monétaire l'avantage apporté à la société par une activité impliquant une exposition (valeur de la production d'électricité par exemple), de même il faut déterminer de façon monétaire le détriment causé par cette exposition. Le processus d'optimisation visera ensuite à déterminer la combinaison de facteurs qui maximise l'avantage net apporté à la société.

que la limite soit le seul instrument rigoureux de la radioprotection et celle qui voudrait que la limite soit un moyen simple et efficace de diminuer les doses reçues.

Plus fondamentalement, la Commission a saisi la difficulté née de la promotion accordée au principe d'optimisation. Celui-ci est relatif aux sources de rayonnement ; il impose que les expositions découlant de ces sources soient réduites autant que raisonnablement possible, compte tenu des facteurs économiques et sociaux. Or en raison de la multiplicité des sources, il pourrait être possible qu'un individu soumis à l'influence de plusieurs sources soit amené à supporter un risque trop important ("*inacceptable*") de développer un effet stochastique.

Il était donc essentiel de compléter le système de contrôle orienté vers les sources par un système de contrôle orienté vers l'individu exposé. Ce système ne peut cependant intervenir qu'en dernier lieu, comme « barrière » ultime une fois que tous les processus d'optimisation auront pu être achevés. C'est pourquoi la Commission emploie si fréquemment les mots "*assurer*" et "*garantir*" lorsqu'elle évoque la portée des limites de dose dans son nouveau système. C'est pourquoi aussi elle estime que "*une simple conformité aux limites de dose n'est pas une démonstration pertinente de la performance d'un système*" (§114).

En définitive, les limites de dose "*constituent une frontière clairement définie pour ces procédures plus subjectives [que sont la justification et l'optimisation] et garantissent contre un détriment individuel excessif qui pourrait résulter d'une combinaison de pratiques.*"

2.2.2 Cette évolution doit amener à une redéfinition profonde des modes de fonctionnement des autorités de radioprotection

Qu'il était simple le temps où l'autorité de radioprotection pouvait se contenter de décliner en version nationale les limites recommandées par la CIPR ou d'autres organismes s'en inspirant ! Qu'il était simple le temps où l'autorité de radioprotection pouvait limiter son action à vérifier que les limites n'étaient pas dépassées ! Cet heureux temps n'est plus : la CIPR 60 l'a fait s'envoler...

Aujourd'hui on ne peut plus se contenter de mettre en oeuvre une « radioprotection notariale ». Certes il est toujours nécessaire de comptabiliser et cumuler les doses reçues par les individus. Certes il est toujours nécessaire d'avoir dans notre réglementation des limites clairement énoncées et numériquement définies, qui fixent non pas la ligne de démarcation entre le dangereux et le bénin mais la frontière entre ce qui est sanctionnable ou non au plan infractionnel. Mais l'essentiel n'est plus là.

Il me paraît clair que l'autorité de radioprotection ne devrait pas échapper à une implication plus grande dans la mise en place effective et le respect du principe d'optimisation par les institutions provoquant des expositions aux rayonnements (les gestionnaires des « pratiques » dans le langage de la CIPR). La CIPR est tout à fait explicite sur cette nécessaire intervention des autorités de radioprotection : elle estime ainsi que "*l'autorité réglementaire devra considérer à la fois l'approche liée à la source, pour assurer une optimisation correcte de la protection, y compris la sélection de*

contraintes de dose liées à la source, et l'approche liée à l'individu pour assurer la protection adéquate des individus en relation avec toutes les sources concernées" (§242). De même "une des caractéristiques de la réglementation des pratiques est l'utilisation de contraintes liées à la source devant être appliquées pour l'optimisation de la protection" (§238).

J'ai bien conscience qu'une telle évolution sera difficile. Elle se heurte d'abord à une tradition administrative bien établie — en France comme à l'étranger — qui trouve dans la limite l'instrument miroir de la frontière entre infractionnel et non infractionnel. Elle se heurte aussi — et c'est un handicap beaucoup plus lourd — au nécessaire renforcement des capacités d'expertise de l'autorité de radioprotection. Son intervention dans le processus d'optimisation nécessite en effet d'avoir la capacité de mener à bien un dialogue technique serré avec l'exploitant, comme cela peut se faire dans le domaine de la sûreté. Quelles compétences sont nécessaires pour discuter — au plan de la radioprotection — d'un programme d'arrêt de tranche pour un centrale nucléaire ? de la conception d'une nouvelle installation destinée à effectuer des recherches sur tel ou tel domaine d'intérêt ? des procédures d'exploitation envisagées dans une installation industrielle à construire ?

Je sais que l'on pourra me rétorquer : pourquoi vouloir impliquer l'autorité de radioprotection dans un processus d'optimisation que les exploitants maîtrisent déjà fort bien tout seuls ? N'a-t-on pas pu constater, sans qu'une quelconque autorité intervienne, des diminutions de doses tout à fait significatives lors de l'exploitation courante des installations nucléaires comme d'ailleurs lors de diverses opérations exceptionnelles (changements de générateurs de vapeur, remplacements de couvercle de cuve...) ?

Je reconnais volontiers que les exploitants n'ont pas attendu cette éventuelle implication des autorités pour engager des efforts significatifs visant à réduire les doses reçues par leurs employés. Je suis le premier à me féliciter de cette impulsion venant de l'intérieur.

Mais les exploitants n'auraient-ils pas justement intérêt à obtenir une validation par les autorités des démarches entreprises au titre de la radioprotection ? Un processus similaire à celui accepté pour la sûreté, fondé sur le dialogue et l'approbation par les autorités, ne donnerait-il pas une garantie complémentaire à l'exploitant — sans compter la garantie donnée aux travailleurs concernés... ? J'ai en mémoire cette réflexion de R. ANDERSEN, chargé des questions de protection radiologique au *Nuclear Energy Institute*, organisme officiel de représentation des industriels américains du nucléaire. Il me disait être inquiet des répercussions juridiques du principe d'optimisation : quelle portée faudra-t-il lui donner exactement, dès lors qu'il est inscrit dans la réglementation, si un travailleur atteint d'un cancer intente un procès à son employeur au motif qu'il n'aurait pas assuré une réelle optimisation de ses opérations ?

Je conviens que la France n'est pas (pas encore ?) un pays à procès, mais indépendamment de cet aspect même, il me paraît de toute façon peu logique que l'autorité réglementaire inscrive dans les textes l'obligation de respecter le principe d'optimisation sans se donner ni les moyens de le faire respecter *a priori*, ni les moyens de le contrôler *a posteriori*.

Cette tâche sera à l'évidence facilitée lorsque la CIPR aura clarifié la portée de certains concepts (comme les expositions potentielles ou les contraintes de dose) qu'elle a introduits dans sa publication 60 sans avoir peut-être mesuré toutes les difficultés que ces initiatives allaient soulever. C'est également l'un des reproches que l'on peut adresser à la CIPR, que d'avoir ainsi présenté un système de protection dont certains éléments importants restent aujourd'hui quelque peu laissés pour compte parce que trop complexes ou insuffisamment matures.

Le Pr. CLARKE me disait dans un courrier qu'un grand nombre de pays ont accepté le concept de contrainte de dose. Il citait par exemple l'instauration formelle par les autorités britanniques d'une contrainte de 0,3 mSv pour le public à partir d'une seule source ; l'Argentine, le Canada, l'Allemagne, la Suède et les États-Unis auraient également introduit des contraintes de dose dans leur réglementation. Je m'interroge cependant sur la réelle concordance des sous-limites évoquées dans ce courrier avec le concept de contrainte de dose tel qu'il est développé dans le texte même de la CIPR. Le Pr. CLARKE m'indiquait également qu'une activité réglementaire relative aux expositions potentielles était plus difficile à engager et que la CIPR ne recommandait pas une telle démarche.

Je remarque par ailleurs que plusieurs personnes ⁽⁶²⁾ m'ont fait part des difficultés causées par l'introduction de ces concepts novateurs d'exposition potentielle et de contrainte de dose. Je note aussi que la signification et l'utilisation des contraintes de dose font toujours l'objet de réflexions menées au sein d'un groupe de travail constitué au sein du comité 4 de la CIPR ⁽⁶³⁾. Cela n'enlève rien à la pertinence des concepts concernés.

Ce décalage montre cependant combien la publication 60 de la CIPR est en avance — peut-être trop en avance — par rapport au cadre intellectuel et pratique prévalant aujourd'hui.

Ce décalage montre aussi avec quel détachement on doit considérer les controverses sur la validité des limites de dose recommandées par la Commission. Le système de radioprotection proposé dans la publication 60 n'accorde qu'une place très limitée aux limites d'exposition. Il sera donc extrêmement robuste à toute évolution d'ordre scientifique qui tendrait éventuellement à remettre en cause certains de ses fondements. D'une part la place première a été réservée au processus d'optimisation dans la réduction et la maîtrise des expositions. D'autre part on a vu que, sous des dehors apparents de rigueur accrue, la Commission s'est réservée des marges de sévérité dans son appréhension effective du risque radiologique. Elle n'aurait aucune difficulté à modifier cette approche si d'aventure il s'avérait que le risque avait été nettement surévalué.

Il est clair désormais que la limite pour le public ne pourra que très difficilement être abaissée car le niveau moyen des fluctuations de la radioactivité naturelle fournit une base solide au critère d'acceptabilité du risque induit. Il est clair également qu'elle aurait

⁶² En particulier M. LARI (AEN-OCDE) et Mme SUGER (IPSN).

⁶³ Voir par exemple un compte rendu de la réunion tenue par le Comité 4 de la CIPR en septembre 1995 dans NRPB, *Radiological Protection Bulletin*, n° 172, décembre 1995 (p. 24).

quelque difficulté à être réévaluée, compte tenu du quadruplement du risque sanitaire (selon les modes de calcul retenus par la Commission) par rapport à 1977. Quant à la limite pour les travailleurs, il suffirait que la Commission décide de se référer à nouveau aux industries les plus sûres pour « absorber » sans coup férir une diminution par 2 (voire plus) du facteur de risque déterminé pour les besoins de la radioprotection. Or ceci est très improbable. Abaisser la limite à 10 mSv par an serait faire fi cependant de toutes les incertitudes fort réelles qui entachent les évaluations numériques du risque ⁽⁶⁴⁾. Ainsi 20 mSv me paraissent représenter un bon compromis entre les incertitudes numériques dans l'évaluation du risque d'une part, les incertitudes méthodologiques dans la détermination du risque acceptable d'autre part.

Cela ne doit pas empêcher que soit un jour ouvert le débat sur la façon dont doit être déterminé le degré d'acceptabilité d'un risque donné. La démarche floue adoptée par la Commission peut être mise sur le compte de la nouveauté et des spécificités inhérentes au risque radiologique. J'estime cependant que la question doit restée posée.

En se réservant quelques marges de manoeuvre par référence aux critères exclusivement sanitaires, la Commission a en fait passé une formidable transaction avec l'industrie nucléaire. Elle lui dit en quelque sorte : *"nous lâchons du lest sur les limites de dose ; en contrepartie, nous donnons aux autorités les moyens de vous contraindre à être réellement excellents"*.

Dans ces conditions, accepter l'introduction de la CIPR 60 dans le droit français ne relève plus seulement de la faculté mais de l'obligation. Dans le cadre de mes fonctions de rapporteur, si je suis reconduit, je maintiendrai une vigilance extrême pour que les autorités de notre pays contribuent loyalement à une intégration rapide et complète de la CIPR 60 et participent avec leurs partenaires aux développements et clarifications nécessaires.

Il faut saisir sans tarder cette opportunité de passer d'un système de protection radiologique archaïque ⁽⁶⁵⁾ à un système résolument moderne, *"pour des activités dont la plupart ont une origine récente et qui doivent de ce fait constituer un exemple."*

⁶⁴ Le NCRP américain estime que ces incertitudes représentent un facteur 2 pour le risque à dose et débit de dose élevés, et un nouveau facteur 2 pour le risque à dose et débit de dose faibles.

⁶⁵ Mais je n'ai pas dit "inefficace".

CHAPITRE II

LA GESTION DES DÉCHETS NUCLEAIRES DE TRES FAIBLE ACTIVITE

En abordant dans ce chapitre la gestion des déchets nucléaires de très faible activité, j'ai le sentiment d'être tout à fait en pays de connaissance. Ce n'est pas la première fois en effet que l'Office parlementaire, par la voix de ses rapporteurs, est amené à se pencher sur cette question. Dans mon précédent rapport, j'avais d'ailleurs rappelé les principales étapes de l'implication de notre Office.

J'ai la très nette impression que nous sommes aujourd'hui à un moment charnière. En 1991-92 lorsque notre collègue J.Y. LE DEAUT, alors président de l'Office, avait conduit une très large enquête qui fait encore figure de référence⁽¹⁾, l'intérêt du Parlement était suscité par l'émotion publique qui suivait la découverte de dépôts plus ou moins oubliés ou abandonnés. En 1994 la question des déchets de très faible activité (TFA) était revenue sur le devant de la scène à l'occasion des investigations que je conduisais sur les problèmes liés au démantèlement des installations nucléaires⁽²⁾. Il apparaissait alors que, à l'initiative de la DSIN, un processus était engagé afin de sortir de l'impasse réglementaire manifeste qui paralyse toute initiative des exploitants.

Aujourd'hui nous sommes à ce moment critique où les options ne sont pas encore figées tandis que la réflexion a déjà bien progressé. Les voies de l'action sont désormais plus ouvertes et il est légitime pour l'homme politique d'indiquer vers quelle direction il estime souhaitable de faire porter certains efforts.

A cet égard il faut convenir que, si la mise en place d'un cadre national pour la gestion des déchets nucléaires de très faible activité progresse peu à peu, la politique des déchets TFA devra surmonter encore quelques obstacles sérieux et s'affiner avec l'expérience.

¹ J.Y. LE DEAUT, *Rapport sur la gestion des déchets très faiblement radioactifs*, Office parlementaire d'Évaluation des Choix scientifiques et technologiques, n° 2624 - ASSEMBLEE NATIONALE, n° 309 - SENAT, avril 1992.

² C. BIRRAUX, *Rapport sur le contrôle de la sûreté et de la sécurité des installations nucléaires*, Office parlementaire d'Évaluation des Choix scientifiques et technologiques, n° 1825 - ASSEMBLEE NATIONALE, n° 172 - SENAT, décembre 1994.

A. LA MISE EN PLACE D'UN CADRE NATIONAL POUR LA GESTION DES DECHETS TFA PROGRESSE PEU A PEU

A quelles conditions peut-on définir et mettre en place un cadre général efficace pour la gestion des déchets TFA ? Il faut d'abord que les dossiers techniques enregistrent des avancées significatives, afin d'ouvrir (ou de fermer...) certaines options matériellement envisageables. Il faut ensuite que la machine administrative se saisisse du processus pour formaliser un outil réglementaire *ad hoc*.

Il est clair que ces deux conditions ne sont pas encore au même stade de développement aujourd'hui.

1. CERTAINS PARAMETRES TECHNIQUES SE CLARIFIENT PROGRESSIVEMENT

Aux deux bouts de la « chaîne des déchets », les efforts des industriels du nucléaire depuis plusieurs mois conduisent à une meilleure appréhension des paramètres techniques qui gouvernent en partie les solutions à retenir. Cette clarification concerne d'une part la production des déchets chez les industriels, d'autre part les modalités envisageables pour leur stockage définitif. Enfin des codes de bonnes pratiques ont tenté d'encadrer de façon provisoire, en l'attente d'une prochaine solution réglementaire, la gestion quotidienne des déchets TFA chez certains exploitants.

1.1 Les industriels du nucléaire connaissent mieux les modes de production de leurs déchets TFA

Par lettre du 28 décembre 1994, la DSIN demandait aux « grands » exploitants nucléaires d'effectuer une étude déchets, sur le modèle de celles recommandées pour les ICPE (Installations classées pour la protection de l'environnement) dans le domaine des déchets classiques par la circulaire du Ministre de l'Environnement datée du 28 décembre 1990. Après plusieurs mois de travaux internes, seule EDF a rendu sa copie à ce jour ; l'entreprise a bien voulu me remettre un exemplaire de son étude déchets (première phase), qui ne doit être considérée pour l'instant que comme un simple projet et non comme une étude définitive. C'est en gardant présent à l'esprit cette nécessaire restriction que je présente ci-dessous les grandes lignes de ce document volumineux.

1.1.1 La centrale nucléaire du Blayais, site pilote pour EDF

Situé sur la rive droite de la Gironde, dans une plaine marécageuse qui borde l'estuaire, le CNPE du Blayais est implanté sur le territoire de la commune de Braud et Saint Louis, à environ 50 km au nord-ouest de Bordeaux. Sa superficie est de 255 hectares. Il comporte quatre tranches de 925 MWe nets chacune, regroupées par paires et mises en service progressivement entre juin 1981 et mai 1983. Le CNPE emploie près de 1100 personnes. Il a produit 18,3 MdkWh en 1994, soit 4,5% de la production nationale d'électricité ou encore 5,9% de la production d'électricité d'origine nucléaire, ou encore 1,4 fois la consommation d'électricité de la région Aquitaine.

Le site se divise en trois grandes zones : 1/ la zone extérieure, d'accès libre, où l'on trouve en particulier les parkings et l'aire de transit ; 2/ la « zone surveillée », d'accès contrôlé, dans laquelle sont situés la direction du centre, la Sous-Unité Gestion, les restaurants, le magasin général, l'accueil et le bloc de sécurité ; 3/ la « zone protégée » accessible seulement à partir de la zone surveillée et uniquement par le personnel autorisé ; l'étude déchets ne concerne que cette dernière zone.

La zone protégée est elle-même divisée en deux zones : la « zone conventionnelle » et la « zone nucléaire », en fonction des activités qui y sont développées et des risques d'irradiation ou de contamination inhérents à ces activités :

- constituent la zone nucléaire : les deux îlots nucléaires comprenant chacun deux bâtiments réacteurs, deux bâtiments de manutention de combustible et un bâtiment des auxiliaires nucléaires ; l'atelier chaud ; la laverie ; les ateliers de décontamination ; les cuves de stockage d'effluents ; le bâtiment des auxiliaires de conditionnement ;
- constituent la zone conventionnelle : les deux stations de pompage ; les installations de déminéralisation de l'eau ; les deux salles des machines ; les locaux et ateliers des deux Sous-Unités Techniques ; les ateliers des deux Sous-Unités Centrales ; le bâtiment des auxiliaires généraux ; diverses autres installations.

L'étude recense ensuite l'ensemble des fonctions assurées par les installations présentes sur le centre. Pour ce qui est de l'activité de *production*, autour des trois fonctions majeures de la centrale nucléaire (production de vapeur, production d'électricité, entreposage et manutention des combustibles) gravitent un certain nombre de fonctions secondaires nécessaires au bon fonctionnement de l'ensemble et assurant la sécurité des intervenants et de l'environnement : déminéralisation de l'eau industrielle, production auxiliaire d'électricité, production auxiliaire de vapeur, refroidissement par eau des circuits de production, contrôles médicaux, analyses d'effluents et contrôles d'installations, exploitation de la centrale à béton, traitement des effluents gazeux radioactifs et ventilation, lavage du linge utilisé en zone nucléaire, traitement des liquides radioactifs, traitement des déchets radioactifs solides. En fonctionnement normal certaines de ces fonctions produisent des déchets, d'autres pas.

Dans les activités de *maintenance*, il faut distinguer deux grandes catégories :

- la maintenance courante produit des déchets d'entretien courant en faible quantité lorsqu'elle est effectuée hors arrêt de tranche, et des déchets de même nature mais en quantités plus importantes lors des arrêts de tranche (contrôles, modifications, remplacements...) ; la maintenance courante couvre l'ensemble des fonctions de production décrites dans le paragraphe précédent ainsi que certaines opérations d'entretien général non liées à la fonction de production ou des réparations de pièces dans des ateliers « froids » ou « chauds » ;
- la maintenance exceptionnelle regroupe les activités développées lors des remplacements de gros composants mécaniques (couvercle de cuve, générateur

de vapeur, élément du groupe turboalternateur...); les quantités de déchets représentent environ 20% des quantités produites lors de la maintenance courante en arrêt de tranche.

Dans un second temps EDF décrit les différentes fonctions attachées aux opérations prévues en matière de démantèlement, en distinguant 5 phases de démantèlement : la cessation définitive d'exploitation, la mise à l'arrêt définitif, le démantèlement partiel de niveau 2, l'exploitation d'une nouvelle INB destinée à l'entreposage de ses propres déchets, enfin le démantèlement total ⁽³⁾. On y recense des fonctions d'entreposage, assainissement, maintenance de matériels, déposes de matériels, démolitions diverses, évacuations de déchets.

L'étude adopte une démarche générale consistant à évaluer la quantité et la nature des déchets générés par chaque fonction et d'en décrire les différents modes de gestion mis en oeuvre actuellement sur le site. *"Cette démarche va dans le sens d'une amélioration de la gestion des déchets."*

Suivent quatre volumineuses sections concernant respectivement : 1/ l'étude de la situation existante en période d'exploitation, en matière de gestion des déchets issus de la zone conventionnelle ; 2/ l'étude de la situation existante en période d'exploitation, en matière de gestion des déchets issus de la zone nucléaire ; 3/ l'étude de la situation envisagée, en cas de démolition, en matière de gestion des déchets issus de la zone conventionnelle ; 4/ l'étude de la situation envisagée, en cas de démantèlement, en matière de gestion des déchets issus de la zone nucléaire.

Ces sections sont bâties selon un même schéma :

- description des modes de génération des déchets : pour chacune des fonctions liées à la production ou la maintenance, sont répertoriés les déchets produits et leur destination, à partir des produits amont et de la fonction considérée ;
- description des filières de recyclage (réutilisation des sous-produits sans transformer leur nature : régénération d'huiles ou réutilisation de mobilier par exemple) et des filières de valorisation (mise en oeuvre d'un procédé modifiant la nature du sous-produit : fusion de déchets métalliques, incinération de matières organiques par exemple) ; le caractère exhaustif de l'inspection conduite par la centrale du Blayais trouve une traduction un peu cocasse dans la juxtaposition de certains déchets dont le sort est similaire ; on apprend par exemple au chapitre *"Filières de recyclage pour la zone conventionnelle"* que les groupes diesels sont repris et réparés par leur constructeur : il s'agit là de machines plutôt imposantes ; l'échelle change du tout au tout lorsqu'on découvre à la ligne suivante que les cartouches d'encre sont reprises par une société pour être nettoyées et rechargées...

³ Je renvoie le lecteur aux informations présentées dans mon précédent rapport : C. BIRRAUX, *Rapport sur le contrôle de la sûreté et de la sécurité des installations nucléaires*, Office parlementaire d'Évaluation des Choix scientifiques et technologiques, n° 1825 - ASSEMBLÉE NATIONALE, n° 172 - SÉNAT, décembre 1994.

- description des filières de traitement ou de pré-traitement, internes ou externes au centre ;
- description des filières d'élimination par mise en décharge : le centre ne pratiquant pas de décharge interne, ce chapitre concerne uniquement la mise en décharge sur des sites de sociétés spécialisées ;
- description des entreposages intermédiaires et des modalités de transports : "*cet entreposage intermédiaire est justifié par des raisons économiques de collecte. Il précède le transport des déchets à l'extérieur du site [...]*" ; les passages consacrés aux modalités de transport n'omettent pas de faire l'inventaire des risques potentiels liés au transport et à l'entreposage sur site ;
- enfin un état récapitulatif clôt chaque section.

Les conclusions tirées de ces travaux sont similaires pour chacune des sections, étant bien entendu adaptées à chaque contexte. EDF estime tout d'abord que l'étude déchets a permis de réaliser l'inventaire détaillé des déchets produits dans les zones nucléaire ou conventionnelle :

- en situant et en quantifiant les déchets à leur source, au niveau des activités et des fonctions exploitées dans chacune de ces zones ;
- en décrivant leur mode de tri et de conditionnement, ainsi que leurs conditions d'entreposage sur le site ;
- en indiquant les différents intervenants extérieurs au CNPE pour le transport et pour les opérations de recyclage, de valorisation ou de mise en décharge.

Par ailleurs l'étude a permis de mettre en évidence les déchets pour lesquels les filières de traitement sont à définir ou à réenvisager. En particulier la définition de nouvelles filières permettrait de n'envoyer au Centre de Stockage de l'Aube que les déchets dont le niveau d'activité radiologique justifie ce type de stockage. L'étude indique ensuite qu'une optimisation du niveau de gestion ⁽⁴⁾ pour ces déchets est possible et qu'une réflexion est en cours à ce sujet.

Pour les déchets prévus dans les phases de démolition (zone conventionnelle) ou démantèlement (zone nucléaire), l'étude souligne que les indications rapportées sont certes moins complètes que pour l'existant mais que "*elle a quand même permis de donner des informations relativement complètes sur l'inventaire des déchets, leurs origines, leur devenir et leur niveau de gestion potentiel, ainsi que sur la nature des activités qui les engendreront.*" Il est intéressant de noter que les améliorations de gestion proposées à l'issue des deux sections traitant de la phase d'exploitation ont été intégrées dans ces deux sections traitant du démantèlement. L'étude y gagne en cohérence ce qu'elle perd en précision : EDF raisonne en fonction des modes futurs de gestion des déchets, mais introduit par là même dans ses prévisions une incertitude supplémentaire.

⁴ EDF a défini 5 niveaux de gestion : déchets éliminés à la source (0), valorisés ou recyclés (1), devant subir un prétraitement ou un traitement pour élimination (2), destinés à la mise en décharge (3), sans destination (nd).

1.1.2 Les modes provisoires de gestion des déchets au CEA (centre de Saclay)

Suite aux « affaires » qui avaient défrayé la chronique au début des années 90 et surtout à l'affaire RADIACONTROLE qui avait débuté à la fin du mois de décembre 1993, le CEA a mis en place des modalités provisoires de gestion de ses déchets TFA destinées en priorité à éviter le renouvellement de genre d'histoire.

Trois documents de référence sont utilisés dans la définition de ces modalités provisoires : 1/ une directive conservatoire concernant notamment les déchets TFA (IGSN/94/34 du 16-02-1994) rédigée immédiatement après le déclenchement de l'affaire RADIACONTROLE ; 2/ un code de bonnes pratiques du CEA pour la gestion des déchets, matières et matériels TFA (IGSN-indice 2 du 30-03-1994) ; 3/ une circulaire CE-S n° 345 du 25-07-1994) déclinant pour le centre de Saclay les dispositions générales inscrites dans le code de bonnes pratiques.

Les règles de base sont inspirées des principes de gestion des déchets TFA posés comme préalables par la DSIN dans le processus qu'elle a initié depuis 1993 ⁽⁵⁾ : zonage des installations, classification des déchets, matières et matériels suivant leur origine et leur radioactivité (5 catégories), contrôle (de 1 à 3 niveaux), traçabilité.

Le zonage fait référence aux activités présentes et passées. Il est en effet possible d'hériter de situations douteuses dues à des incidents antérieurs ; ce risque appelle ainsi à une grande vigilance dans la réalisation du zonage. Sont définies comme zones nucléaires les zones, construites ou non, dans lesquelles sont ou ont été manipulés des radionucléides ; comme zones non nucléaires celles où aucune utilisation ou entreposage présent ou passé de radionucléides n'ont eu lieu.

Les caractéristiques des 5 catégories de déchets sont indiquées dans le tableau ci-dessous :

Classification des déchets produits sur le centre de Saclay

zone	catégorie	caractérisation
non nucléaire	1	ordinaires
nucléaire	2	reconnus exempts de radioactivité ajoutée
	3	TFA : A < 1 Bq/g mais on voit quelque chose à la mesure
	4	TFA : A > 1 Bq/g (valeur guide S1 : cf infra)
	5	radioactifs (au sens du décret de 1988 : A > 100 Bq/g)

La différenciation entre ces catégories se fait par l'intermédiaire de seuils ou « valeurs guide », destinées à aider au tri des déchets et à leur aiguillage vers diverses filières d'élimination. Entre les catégories 4 et 5 se trouve la valeur réglementaire de 100 Bq/g ; entre les catégories 3 et 4 la valeur guide 1 Bq/g est indiquée dans le tableau précédent mais est en fait déclinée selon divers types de radionucléides et diverses manifestations de la radioactivité. Il existe un seuil *de minimis* incontournable entre les catégories 2 et 3, égal au seuil de sensibilité des appareils de mesure.

⁵ Voir C. BIRRAUX, *Rapport sur le contrôle de la sûreté et de la sécurité des installations nucléaires*, Office parlementaire d'Évaluation des Choix scientifiques et technologiques, n° 1825 - ASSEMBLÉE NATIONALE, n° 172 - SÉNAT, décembre 1994.

Valeurs guides retenues par le CEA (catégories 3, 4 et 5)

	Activité massique (Bq/g)		Activité surfacique (Bq/cm ²) ^(b)			
	S ₁ (valeur guide)	S ₂ (seuil 1966)	S ₁ (valeur guide)		S ₂ (seuil)	
			fixée	non fixée	fixée	non fixée
Émetteurs β-γ	1	100	4	0,4	40	4
Émetteurs α	0,1	100	0,4	0,04	4	0,4
Émetteurs β purs hors tritium (E ^{max} < 250 keV)	5	100	4	0,4	40	4
Tritium	100	100 ^(a)	4	4	40	40

(a) le seuil S₂ est fixé au maximum à 100 Bq/g, valeur réglementaire (1966)

(b) les valeurs retenues pour les activités surfaciques découlent du RTMD

Trois niveaux de contrôle sont organisés : le premier niveau se situe dans l'installation produisant le déchet, il est effectué par le chef d'installation et repose essentiellement sur le tri ; le deuxième niveau se fait avant la sortie de l'installation par le Service de protection contre les Rayonnements qui délivre une attestation de contrôle radiologique ; le troisième niveau intervient avant la sortie éventuelle du centre, au moyen d'un portique qui délivre un ticket collé sur le bordereau de suivi.

La mise en oeuvre de ces niveaux de contrôle se fait de façon différenciée selon la catégorie à laquelle appartient le déchet :

- catégorie 1 : pour les déchets issus des « gros chantiers » (terres, gravats), il faut un avis du SPR préalable à la mise en bennes ; celles-ci sont évacuées après passage au portique et un bordereau d'évacuation assure la traçabilité de l'élimination ; pour les « petits chantiers » les déchets sont mis en benne après avis du SPR, la benne une fois remplie est évacuée après passage au portique et un bordereau d'évacuation unique est établi par l'UEGD compétente (Unité d'Exploitation et Gestion des Déchets) ;
- catégorie 2 : l'exploitant réalise le contrôle de 1^{er} niveau (s'il délègue ce contrôle à un sous-traitant un mode opératoire est écrit) ; le contrôle de 2^{ème} niveau est réalisé par le SPR qui renseigne une « attestation de contrôle radiologique » ; le contrôle de 3^{ème} niveau est effectué au portique avec remplissage du bordereau d'évacuation : si la mesure l'autorise l'évacuation est assurée ;
- catégories 3 et 4 : après avoir réalisé les 3 contrôles (exploitant, SPR, portique) les terres et gravats sont entreposés sur le centre dans l'attente d'un site d'accueil, tandis que les métaux ferreux sont expédiés à Marcoule pour être fondus dans le four de fusion de G2-G3 (four de l'UDIN) pour un coût de 13 F/kg (port non compris) ; l'entreposage dans l'enceinte du centre se fait sur deux aires spécialement aménagées :
 - une aire traitée à la chaux sur une profondeur de 20-30 cm accueille les déchets de catégorie 3 ;
 - une aire couverte pouvant renfermer 1500 m³ (projet d'extension à 3000 m³) accueille les déchets de catégorie 4.

La traçabilité est donc assurée d'une part par les bordereaux (évacuation externe ou transfert interne) et les attestations de contrôle radiologique. Les rôles et obligations des différents intervenants sont plus larges que ce qui a pu apparaître dans les paragraphes précédents :

- au chef d'installation revient le soin d'établir le zonage de son installation et le tri des déchets, afin de réduire autant que possible à la source les volumes et radioactivités ajoutées ; il doit également effectuer le contrôle de 1^{er} niveau et l'archivage, mettre au point les procédures locales (tri, caractérisation, organisation, contrôles, transmission et archivage) ; enfin il désigne un « correspondant déchets » (pour les zones nucléaires) ;
- le Service de protection contre les Rayonnements définit les procédures générales de contrôle radiologique, est responsable du contrôle de 2^{ème} niveau, établit les attestations de contrôle radiologique et contrôle l'étalonnage et le bon fonctionnement du portique ;
- les Unités d'exploitation et de Gestion des déchets gèrent les portiques, contrôlent les travaux générateurs de déchets, assurent la gestion, le tri, la valorisation ou l'élimination de certains déchets variés (ordures ménagères, produits chimiques, verres, métaux...), collectent, traitent, conditionnent et évacuent les déchets radioactifs solides et les effluents, regroupent et archivent les données relatives à l'ensemble des déchets, matières et matériels ; ces unités établissent leurs procédures générales de gestion et de contrôle.

La sous-traitance a vu renforcé le contrôle sur elle exercé par le centre, dans deux directions : 1/ depuis RADIACONTROLE aucune opération de traitement de déchets ne peut être effectuée par un sous-traitant à l'extérieur du centre ; 2/ tout ce qui passe entre les mains d'un sous-traitant dans le centre est contrôlé par les services du centre.

Mes hôtes à Saclay m'indiquaient au mois de juin dernier que le surcoût entraîné par cette nouvelle gestion était difficile à évaluer pour l'heure. Il devrait se traduire surtout par une augmentation des coûts d'exploitation car les investissements nécessaires sont très minimes. Il faut donc optimiser les moyens disponibles compte tenu de l'obligation de gérer deux milieux (l'air et l'eau) et des matières (les déchets). Trois enseignements pouvaient d'ores et déjà être tirés à la date de ma visite :

- il est impératif de s'adapter à chaque cas, à chaque déchet ; la phase d'échantillonnage est capitale ;
- le processus permet d'avoir une vision plus globale des déchets ; par exemple le bordereau d'évacuation est utilisé pour les déclarations à la DRIRE ;
- il convient de mettre en place des actions « pédagogiques » importantes sur le tri, accompagnées d'une pression budgétaire (les installations de traitement facturent leurs prestations aux utilisateurs) ; ces actions devront être étendues aux déchets liquides.

1.2 Les concepts de stockage commencent à être sérieusement défrichés

1.2.1 Le concept de stockage pour les déchets TFA

Un groupe de travail réunissant les grands organismes de la recherche et de l'industrie nucléaire, l'Agence Nationale pour la Gestion des Déchets Radioactifs, les directions concernées des Ministères de l'Industrie, de l'Environnement et de la Santé a été constitué fin 1994 dans le but d'évaluer, en terme d'impact, différentes solutions possibles pour le stockage des déchets très faiblement radioactifs.

La conclusion du rapport final établi par le groupe de travail a été reprise dans une note remise par la DSIN aux participants à l'audition du 16 novembre. Cette note inspire l'essentiel des paragraphes suivants, mais j'y ai adjoint quelques informations complémentaires tirées du document original, que m'a communiqué l'ANDRA à ma demande.

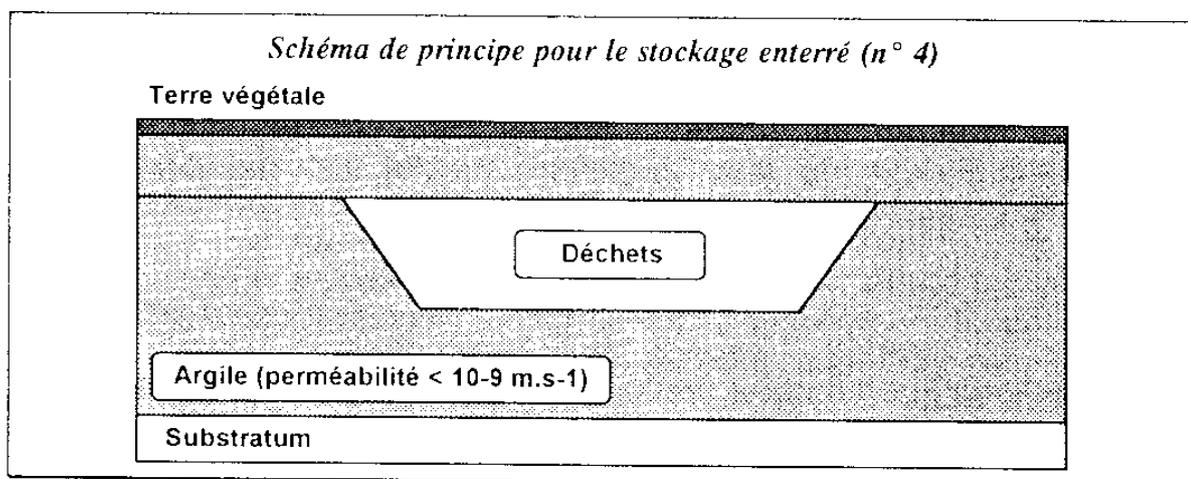
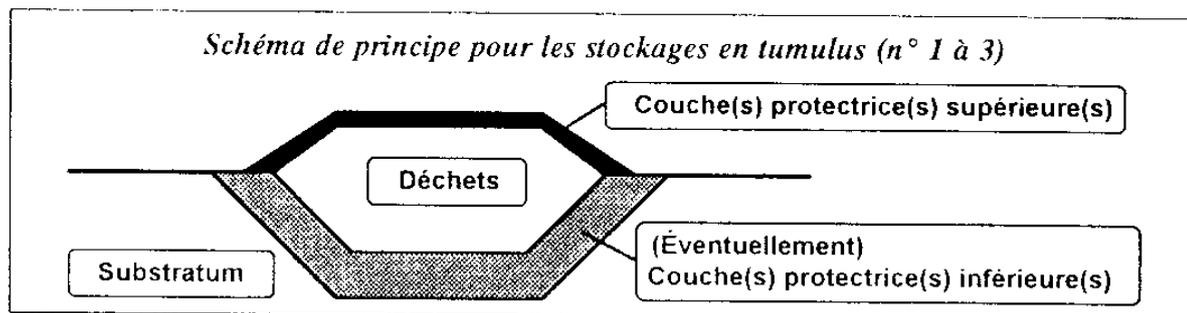
Le démantèlement des réacteurs, usines du cycle du combustible et centres de recherche d'EDF, de COGEMA et du CEA produira, au cours des 80 prochaines années, une quantité totale de 15 000 000 tonnes de déchets dont l'activité massique est inférieure à 100 Bq.g^{-1} . Sur cette base, le groupe de travail a établi un inventaire quantitatif et qualitatif des déchets chimiquement inertes dont l'activité massique est en moyenne de 10 Bq.g^{-1} . Ces déchets représentent 1 600 000 t. A cet inventaire il a été ajouté 86 000 t de déchets très faiblement radioactifs provenant de l'industrie minérale et des réhabilitations de sites, contenant des traces de radium et dont l'activité totale est comprise entre 1 et 500 Bq.g^{-1} . Cet inventaire complémentaire a été traité tout au long de l'étude de façon séparée afin d'en évaluer l'impact spécifique. Les "traces de radium" mentionnées par le rapport du groupe de travail correspondent à une activité spécifique moyenne de $0,310 \text{ Bq.g}^{-1}$ en Ra_{226} et $0,307 \text{ Bq.g}^{-1}$ en Ra_{228} .

Le groupe de travail, lors d'une première étape, a évalué succinctement l'impact radiologique du stockage de ces déchets sur un individu hypothétique, pour plusieurs configurations. Quatre types de stockage ont été étudiés dont trois sont des concepts de stockage en tumulus, le quatrième étant un concept de stockage enterré.

Compte tenu de la durée de rétention des radionucléides dans le milieu géologique avant leur apparition dans l'aquifère, seuls ont des impacts potentiels et ont donc été retenus dans les évaluations les radionucléides dont la période radioactive est supérieure à 10 ans. Le groupe de travail a considéré que dans le stockage 4, la couche d'argile retient entièrement les radionucléides autres que le tritium ; seul celui-ci est alors présent dans l'aquifère.

La note indique que "Les scénarios étudiés concernent, pour la situation normale, l'utilisation des eaux d'une rivière recueillant les lixiviats du stockage et pour les situations du type intrusif, l'utilisation des eaux d'un puits foré sur le site." Ceci n'est pas tout à fait exact : deux scénarios volontairement pénalisants ont d'abord été pris en considération, de façon à fournir une évaluation des valeurs maximales envisageables du fait des quatre concepts de stockage. Deux autres scénarios (puits foré à 40 m du site,

eaux de rivière) ont été étudiés en second lieu, "afin de valider les ordres de grandeur des impacts des scénarios" pénalisants ; ils sont en effet plus probables que ceux-ci.



Le premier des scénarios pénalisants concerne un individu menant une vie en totale autarcie sur le site : il utilise l'aquifère pour sa boisson et pour abreuver ses animaux domestiques ; il cultive le sol et entretient des pâturages directement sur le site, pour sa propre consommation végétale et carnée ; l'eau d'irrigation entraîne une contamination supplémentaire des végétaux consommés. Le second scénario concerne un individu vivant en autarcie au voisinage immédiat du site : les conditions sont identiques à celles du scénario précédent sauf pour les cultures, qui sont situées cette fois sur un sol non contaminé. Pour les deux scénarios, les doses dues à l'inhalation de particules contaminées et l'exposition externe γ due à l'utilisation d'eau d'irrigation contaminée sont également calculées. Les rations alimentaires de l'individu sont déterminées en fonction de données de l'INSEE, celles des animaux en fonction de diverses études de l'ANDRA.

La note présentée lors de l'audition indique que "l'impact radiologique, qui est sensiblement du même niveau quel que soit le type des stockages en tumulus considérés, est de l'ordre du mSv/an ; [...]" Cette présentation mathématiquement exacte masque le fait que l'impact des scénarios pénalisants montre des doses toujours supérieures à 1 mSv par an, sauf pour le stockage 4 (enterré) ; elles peuvent parfois dépasser 10 mSv par an. Ces évaluations sont récapitulées dans le tableau ci-dessous.

Impact des différentes configurations de stockage (scénarios pénalisants)

	Spectre principal				Spectres principal et complémentaire			
	Stockage 1	Stockage 2	Stockage 3	Stockage 4	Stockage 1	Stockage 2	Stockage 3	Stockage 4
Scénario 1 (à 100 ans)	$4,3 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$10 \cdot 10^{-3}$	$5,7 \cdot 10^{-3}$	$12 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$
Scénario 2 (à 100 ans)	$3,8 \cdot 10^{-3}$	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$4,8 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$	$8,7 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$	$11 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$
Scénario 2 (à 500 ans)	$3,6 \cdot 10^{-3}$	$4,2 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$	"	$7,7 \cdot 10^{-3}$	$9,3 \cdot 10^{-3}$	$9,6 \cdot 10^{-3}$	"

doses exprimées en Sv ; rappel : stockages 1 à 3 = tumulus, stockage 4 = enterré

Les calculs ont été effectués avec le logiciel AQUABIOS 2.0 mis au point par l'ANDRA dans les années 80. Quelques remarques peuvent être émises sur ces résultats :

- conformément à ce qui est écrit dans la note remise lors de l'audition, "l'impact radiologique du radium à lui seul est comparable à celui résultant de l'impact total des autres radionucléides étudiés", d'une part ; "le stockage enterré conduit, du fait de sa position enterrée et de la nature argileuse des terrains choisis, à des impacts négligeables" d'autre part ;
- les impacts des scénarios pénalisants n'ont été calculés que pour les dates 100 ans et 500 ans, ce qui est effectivement pénalisant au regard de la mémoire du site⁽⁶⁾ mais peut-être pas au regard de l'impact des radionucléides à vie longue ; le rapport du groupe de travail reconnaît d'ailleurs que "les doses obtenues à partir des scénarios 1 et 2 sont calculées à 100 et 500 ans et ne permettent pas d'avoir une vision des évolutions de l'impact en fonction du temps".

Les deux scénarios plus réalistes (puits foré à 40 m, utilisation des eaux de rivière) permettent de mettre en évidence les effets de dilution dans la nappe phréatique et dans les eaux courantes de surface. Les résultats obtenus montrent que :

- les impacts maximaux sont observables à des dates bien postérieures à 500 ans, du fait des radionucléides à vie longue : quelques milliers d'années pour Ra_{226} présent à l'origine et ses descendants, 10 000 ans pour U_{238} et U_{234} , 200 000 ans pour le processus de filiation $U \rightarrow Th \rightarrow Ra$;
- pour le scénario « puits », l'impact maximal se situe aux alentours de 1 mSv/an pour les déchets radifères et 0,2 mSv/an pour les déchets relevant du spectre principal ;
- pour le scénario « rivière », l'impact se situe au voisinage de 1 μ Sv/an.

Il est regrettable que ces deux derniers scénarios ne soient pas directement et complètement comparables avec les scénarios pénalisants : 1/ les banques de données numériques utilisées pour les calculs ne sont pas les mêmes ; 2/ les dates retenues pour les scénarios pénalisants ne s'accordent pas avec les enseignements principaux des scénarios réalistes.

⁶ Rappelons que la RFS III.2.f (objectifs de sûreté pour le stockage profond) envisage que l'on peut conserver la mémoire d'un site pendant 500 ans.

Dans une seconde étape, le groupe de travail a étudié la sensibilité des estimations à divers paramètres dont l'importance avait été révélée au cours de la première étape.

- Deux types de configuration de stockage ont été retenus : 1/ stockage en tumulus caractérisé par une couverture de 1 m, une épaisseur de déchets de 20 m et une sous couche hôte de 5 m d'épaisseur ; 2/ stockage enterré en subsurface caractérisé par une couverture de 5 m, une épaisseur de déchets de 5 m et une sous couche hôte de 20 m d'épaisseur.

Le groupe de travail a ainsi une façon extrêmement « pudique » d'informer son lecteur que les concepts de stockage les plus sophistiqués (n° 1 et 2 : utilisation de géomembranes, protections multicouches...) ont été abandonnés parce que, est-il dit dans le texte complet, les concepts 3 et 4 sont *"à la fois plus simples et plus prometteurs"*. Le concept n° 4 est certes plus *"prometteur"* au plan de la protection sanitaire et de la sûreté puisqu'il conduit aux impacts les plus faibles et repose uniquement sur les propriétés du terrain naturel (grande épaisseur d'argile). Le concept n° 3 est assurément plus *"simple"* puisque la protection est assurée par une seule couche placée au-dessus du stockage ; conclure qu'il est également *"prometteur"* suppose que l'on accorde une certaine importance aux paramètres économiques dès cet instant de la démarche.

N'y a-t-il d'ailleurs pas quelque contradiction à se priver ainsi de la protection apportée par les moyens « artificiels » (complexité des couches, utilisation de matériaux spéciaux...) ? Si l'impact radiologique à court terme (une centaine d'années) est prédominant, la mise en place de ces barrières renforce de façon significative la protection, même si elles sont relativement plus « périssables » que les matériaux naturels retenus dans la seconde étape. Si l'on estime en fait que l'on peut s'en passer, doit-on en déduire que l'impact radiologique est essentiellement observé à long terme ? Doit-on en déduire que les dates 100 ans et 500 ans retenues dans la première étape ne sont réellement pertinentes ?

- Trois scénarios ont été choisis pour leur caractère pénalisant : vie en autarcie à proximité du site (tel que déjà étudié), chantier routier, jeux d'enfants. Ces hypothèses ne préjugent pas des scénarios qui pourraient être retenus dans une étude de sûreté à venir. Elles permettent de calculer pour un individu hypothétique les expositions les plus contraignantes. *"Notamment, en ce qui concerne les scénarios « chantier routier » et « jeux d'enfants », les doses sont calculées à 0 et 100 ans alors que la mémoire du site ne pourra être perdue"* (rapport du groupe de travail).

- Trois types de géologie ont également été étudiés afin d'analyser la sensibilité au choix du terrain hôte. Ils ont été représentés par le coefficient de perméabilité du milieu : terrain sableux (perméabilité supérieure ou égale à 10^{-6} m.s⁻¹), terrain sablo-argileux (perméabilité égale à 10^{-8} m.s⁻¹), terrain argileux (perméabilité égale à 10^{-10} m.s⁻¹).

Le scénario de vie en autarcie est le même que le scénario n° 2, c'est-à-dire une vie à proximité immédiate du site et non sur le site lui-même (pas de culture de végétaux sur les déchets). Les paramètres numériques utilisés dans les différents scénarios proviennent soit du rapport de sûreté du Centre de Stockage de l'Aube, soit des valeurs moyennes proposées par les banques de données internationales. Les calculs ont été

conduits pour 4 radionucléides du spectre de référence considérés comme principaux : Sr₉₀ et tritium pour les éléments à vie courte, U₂₃₈ et Pu₂₃₉ pour les éléments à vie longue. Ra₂₂₆ était ajouté, pour le spectre complémentaire. Les calculs ont été effectués avec les codes RELACHE (transfert des radionucléides du site vers l'aquifère) et AQUABIOS 2.0.

Selon la note remise lors de l'audition de l'Office "les résultats des calculs réalisés avec ces hypothèses permettent d'aboutir aux principales conclusions suivantes :

- "— toutes les configurations étudiées conduisent à des doses inférieures à 1 mSv/an ;"
- "— pour le spectre de référence, l'impact est dû principalement au Sr₉₀ les 100 premières années ;"
- "— pour le spectre complémentaire, on constate que l'impact reste de l'ordre de la dose limite pour le public, la contribution du radium restant importante au regard des quantités relativement faibles de déchets contenant des traces de radium ;"
- "— la structure du stockage en tumulus ou enterré a une influence faible ;"
- "— l'épaisseur de la couche sous-jacente et la nature du sol peuvent conduire à une réduction importante de la dose due aux radionucléides à vie courte, et ont un effet de retard sur les radionucléides à vie longue, sans modifier significativement le niveau de l'impact."

La première appréciation est surprenante, compte tenu du tableau récapitulatif des impacts calculés dans toutes les configurations envisagées, pour la vie en autarcie. Dans son texte intégral, le rapport indique d'ailleurs dans la conclusion de cette deuxième partie que "l'impact (vie en autarcie) d'un centre de stockage de déchets très faiblement radioactifs peut atteindre plusieurs mSv/an pour les configurations les moins favorables." Il relève cependant que "en revanche, un milieu géologique correctement choisi peut garantir un impact quasi nul sur une très longue période."

Synthèse des impacts (vie en autarcie)

Perméabilité	10 ⁻⁸ m.s ⁻¹		10 ⁻⁹ m.s ⁻¹		10 ⁻¹⁰ m.s ⁻¹	
	tumulus	enterré	tumulus	enterré	tumulus	enterré
Spectre de référence						
Tritium	0,001 (4 ans)	0,001 (13 ans)	ε	ε	ε	ε
Sr90	2 (17 ans)	0,7 (60 ans)	1,2 (38 ans)	0,12 (130 ans)	ε	ε
U238	0,02 (31 ans)	0,02 (100 ans)	0,02 (60 ans)	0,02 (240 ans)	ε	ε
Pu239	0,04 (820 ans)	0,04 (3150 ans)	0,04 (1840 ans)	0,04 (7200 ans)	ε (> 10000 ans)	ε (> 10000 ans)
Spectre complémentaire						
Ra226	2,4 (10 ans)	2,4 (40 ans)	1,5 (700 ans)	0,4 (3000 ans)	ε (> 10000 ans)	ε (> 10000 ans)

Doses maximales exprimées en mSv/an ; entre parenthèses : date d'apparition de l'impact maximal

En fait l'appréciation présentée lors de l'audition de l'Office s'explique aisément : le scénario évoqué suppose la perte de la mémoire du site ; or les impacts potentiellement supérieurs à 1 mSv ne surviennent qu'à des dates antérieures à 100 ans, pour lesquelles on peut être quasiment certain que la mémoire du site a été conservée. Donc ces situations, techniquement envisageables, sont extrêmement improbables du fait même de l'organisation de notre société.

Pour les scénarios « chantier routier » et « jeux d'enfants », les impacts annuels calculés sont toujours de l'ordre de grandeur du μSv au maximum.

Le groupe de travail considère que certaines hypothèses complémentaires devraient, lors d'une étude de sûreté ultérieure, conduire à une réduction des doses maximales présentées dans ce rapport : 1/ l'étalement sur près d'un siècle de l'arrivée des déchets contenant du Sr_{90} devrait conduire à une réduction de la dose d'environ 50 % ; 2/ le remplacement du scénario « vie en autarcie », "très pénalisant", par un scénario plus réaliste devrait conduire à une réduction significative de l'impact.

"Sur la base des calculs de doses réalisés et des remarques ci-dessus, le groupe de travail considère que toutes les configurations étudiées devraient conduire, pour le spectre de référence, à des impacts inférieurs à 1 mSv/an et que les configurations les plus favorables devraient conduire à des impacts inférieurs à 0,1 mSv/an. Aussi le groupe de travail considère qu'un stockage de déchets très faiblement radioactifs, ci-avant caractérisés, sans conditionnement particulier sur un site ne comportant pas d'ouvrages spécifiques (si ce n'est les travaux de terrassement) devrait pouvoir satisfaire aux normes de sûreté et de radioprotection en vigueur. Le groupe de travail considère que l'évaluation qui lui a été demandée est suffisante pour orienter le choix d'une solution de stockage pour les déchets très faiblement radioactifs et engager l'élaboration des bases de conception" (conclusion du rapport).

1.2.2 Le concept de stockage pour les déchets radifères

Les années récentes ont mis en évidence l'absence de moyens de stockage spécifiques à certains types de déchets radioactifs, en particulier les déchets radifères. Dès 1990, le chef du Service central de Sûreté des installations nucléaires demandait "d'engager les réflexions nécessaires pour pouvoir proposer à terme un concept de stockage adapté à ce type de déchets." Plusieurs rapports ont souligné ensuite les problèmes posés par l'absence d'un tel concept de stockage ⁽⁷⁾.

A la demande conjointe de RHONE POULENC et des Ministres de l'Industrie et de l'Environnement, l'ANDRA a été chargée d'élaborer un concept de stockage adapté à ce type de résidus, et en particulier aux différents résidus radifères générés par l'usine de fabrication de terres rares de RHONE POULENC à La Rochelle. Cette étude a abouti en octobre 1994 à une note technique intitulée *Bases de conception liées à la sûreté concernant un centre de stockage de déchets radifères* (ref. RPCAS/NT/018). Je remercie l'ANDRA d'avoir bien voulu m'en faire parvenir un exemplaire. Un premier

⁷ Voir par exemple les rapports de F. BARTHELEMY (1991), de la Commission DESGRAUPES (1991), et de l'Office parlementaire (avril 1992), sous la plume de J. Y. LE DEAUT.

chapitre présente les principales caractéristiques du projet de centre de stockage, un second présente l'application des principes de sûreté à ce projet.

Le concept retenu est un stockage de sub-surface implanté dans une formation géologique à forte teneur en argile très faiblement perméable et à forte capacité de sorption⁽⁸⁾. Toutes les fonctions de confinement sont confiées à des matériaux naturels présentant des garanties de durabilité dans le long terme. La formation géologique est l'élément majeur du système de confinement. Elle assure la très faible migration des radionucléides vers l'écosystème du fait de ses propriétés d'imperméabilité et de sorption vis-à-vis des radionucléides stockés. Ce type de formation dont on a constaté la stabilité sur une très longue période (plusieurs millions d'années) est en mesure de garantir la stabilité du stockage pendant une période très largement supérieure à la durée de stabilité recherchée, compte tenu des radionucléides prévus dans le stockage. Un choix judicieux du site permet de se prémunir contre les phénomènes d'érosion. Une période de stabilité supérieure à 10 000 ans pourra être ainsi démontrée.

En phase d'exploitation, la plate-forme de travaux est située à une profondeur minimale de 5 m par rapport à la topographie initiale. C'est au niveau de cette plate-forme que sont réalisées les installations du site, le bassin d'orage et les voies d'accès. C'est également à partir de cette plate-forme que les alvéoles sont creusées sous forme de fosses d'environ 20 × 20 m² de côté et de 5 à 8 m de profondeur. Une membrane géotextile est disposée en fond d'alvéole pour réaliser une séparation physique entre les résidus et le terrain naturel. Pendant leur remplissage les alvéoles sont protégées des eaux météoriques par un toit mobile. A l'issue du remplissage une couverture d'exploitation d'environ 1 m d'épaisseur réalisée notamment avec l'argile du site est disposée sur les déchets.

Les déchets radifères ou contenant d'autres éléments⁽⁹⁾ émetteurs α ou β , d'activité totale supérieure à 500 Bq.g⁻¹, sont reçus sous forme insoluble et disposés en fond d'alvéole. Les déchets très faiblement radioactifs sont disposés en vrac préférentiellement en partie supérieure des alvéoles. D'après les figures jointes au rapport, il semble que les déchets pourraient être présentés « en vrac » ou sous forme conditionnée (en colis) ; dans ce dernier cas, les colis seraient empilés sur un radier sommaire placé en fond d'alvéole. Un bâtiment de transit des déchets d'activité α supérieure à 500 Bq.g⁻¹ est prévu afin d'effectuer la répartition des colis au fur et à mesure de la création des alvéoles. Il permet de réaliser une répartition optimale des activités sur le centre.

Toutes les eaux du site sont drainées et renvoyées dans un bassin d'orage à partir duquel l'eau est contrôlée et rejetée vers l'exutoire naturel.

Au début de l'exploitation, une Alvéole de contrôle des transferts à long terme (ACTLT) est remplie avec des déchets représentatifs de ceux qui seront stockés. Elle

⁸ On peut définir la sorption comme la propriété qu'a un matériau de retenir des éléments migrants (atomes, molécules...), soit dans sa masse (absorption) soit à sa surface (adsorption).

⁹ Le texte ajoute l'adjectif "naturels", mais je vois mal comment celui-ci s'accorde avec les spectres présentés par la suite.

permet notamment de vérifier l'évolution des paramètres relatifs à la rétention des radionucléides par l'argile et le taux d'humidité en différents points au dessus et au dessous des déchets.

A l'issue de la phase d'exploitation une couverture définitive d'environ 5 m d'épaisseur est réalisée principalement à partir des matériaux déblayés pour la réalisation de la plate-forme d'exploitation. Cette couverture comporte également des dispositifs anti-intrusion et de drainage des eaux de percolation excédentaires qui sont envoyées vers le bassin d'orage, où un contrôle peut être effectué. Les mesures sur l'alvéole de contrôle (ACTLT) continuent d'être réalisées.

A la fin de la période de surveillance les bâtiments sont démantelés, le bassin d'orage est comblé, le site est remis dans son état paysager initial afin de pouvoir être réutilisé pour certaines activités.

Le second chapitre ("*application des principes de sûreté*" pour le concept de stockage proposé) commence par une présentation plus poussée des caractéristiques des déchets acceptés sur le site. Les origines multiples de ces déchets rendent une caractérisation globale difficile. On y relève en effet des déchets « purement » radifères (industrie du radium ou des terres rares, réhabilitation de sites contaminés, objets « reliques », etc.) et des déchets TFA contenant des émetteurs α et β (uranium et transuraniens) provenant du démantèlement, de la réhabilitation de sites contaminés ou des déchets hors procédé du cycle du combustible⁽¹⁰⁾. Un inventaire prévisionnel est dressé, avec précaution compte tenu des incertitudes nombreuses subsistant aujourd'hui.

Inventaire prévisionnel des déchets concernés par le concept de stockage « radifère »

MATÉRIAU	MASSE	VOLUME	SPECTRE
Résidus de procédés	320 000	210 000	2
Bétons et gravats de démantèlement	800 000	530 000	1
Terres contaminées	270 000	180 000	1 et 2
Déchets technologiques (dont objets « reliques »)	110 000	80 000	1 et 2
TOTAL	1 500 000	1 000 000	

Specre 1 : émetteurs α et β (dont transuraniens) ; specre 2 : chaînes de Th et d'U

Compte tenu des objectifs fondamentaux de sûreté (protection immédiate et protection différée), le concept du futur centre est fondé en grande partie sur sa capacité à conserver à long terme la qualité du confinement de la barrière géologique. Dans ce cadre, les bases de conception retenues par l'ANDRA sont les suivantes :

- sûreté intrinsèque : fiabilité du système de confinement, limitation de la probabilité des intrusions humaines, limitation de l'activité spécifique des déchets, inertage physico-chimique éventuel des déchets ;
- défense en profondeur (trois lignes) : choix des systèmes de confinement de la formation géologique hôte, implantation de l'alvéole de contrôle, réversibilité du stockage ;

¹⁰ L'ANDRA indique que "ces déchets proviennent d'interventions occasionnelles sur les installations. Les radionucléides sont le plus souvent sous forme dispersable insoluble."

- seuils de prise en charge sur le centre (activités spécifiques maximales admissibles) et seuils de traitement (pour la recherche des formes les plus insolubles et les plus stables) ;
- surveillance radiologique : environnement (dispositifs classiques) et transferts (alvéole de contrôle) ;

Sont ensuite évoquées diverses options techniques relatives à la conception du stockage, au choix du site, à l'exploitation et à la surveillance radiologique.

Dans une dernière phase, l'ANDRA présente une évaluation de sûreté qui, *"dans l'ignorance du site réel où le stockage pourrait être envisagé, [...] ne peut être que générique."* Plusieurs scénarios sont définis, selon une grille à trois entrées : 1/ la phase de vie de l'installation (exploitation, surveillance, réutilisation) ; 2/ le caractère normal ou accidentel du scénario ; 3/ les personnes concernées, pour les scénarios normaux, ou l'origine des accidents pour les scénarios accidentels : origine naturelle (intempéries, intrusions animales ou végétales...) ou humaine (accidents d'exploitation, défauts de réalisation, réutilisation des matériaux du site, chantiers routiers, jeux d'enfants...).

Les calculs d'impact (p. 39 à 52) ont été réalisés pour la phase de réutilisation seulement. Ils montrent que *"seul le scénario « jeux d'enfants » volontairement associé à une intrusion dans les résidus RRA conduit à une dose significative. L'exposition principale est due à l'irradiation externe qui est très dépendante de l'utilisation des déblais en cause."* Les auteurs du rapport mettent en évidence les choix de paramètres qui amènent à surévaluer en fait les doses reçues.

Expositions estimées pour les scénarios retenus (phase de réutilisation)

SCÉNARIO	DOSE
Évolution normale	$7,3 \cdot 10^{-5}$
Chantier routier	$8,3 \cdot 10^{-2}$
Habitation	0,24
Jeux d'enfants	1,70

doses exprimées en mSv/an ; utilisation normale = agricole

14 annexes présentent les principes fondamentaux des calculs effectués (caractérisation des résidus RHONE POULENC, équations diverses, tableau récapitulatif de divers paramètres de transfert, résultats du code AQUABIOS 2.0, résultats pour les divers scénarios, bibliographie...).

Les enseignements généraux de l'étude sont présentés à la fin de l'introduction. *"Ce concept est justifié par une évaluation de sûreté qui aboutit, pour des scénarios normaux (probables) et accidentels, à des impacts conformes aux recommandations internationales. Ainsi ce centre peut-il compléter et simplifier la gestion des déchets radioactifs français en proposant pour les déchets de très faible et faible activité qui, de par leur forme, leur activité ou leur spectre, ne peuvent être stockés sur le Centre de Stockage de l'Aube, une solution à la fois sûre et économiquement adaptée."*

La note technique de l'ANDRA a été adressée à la DSIN par courrier du 26 octobre 1994, pour obtenir un avis préliminaire sur la validité des principes de sûreté

retenus, leur mise en application et les grandes options techniques envisagées. La DSIN a fait examiner ce document par le groupe permanent « déchets », sur rapport de l'IPSN. Par courrier du 1^{er} juin 1995, la DSIN a informé l'ANDRA qu'elle l' "encourage à poursuivre le développement de ce concept basé sur le stockage des déchets en milieu argileux humide de nature à assurer le confinement du radon." Elle a néanmoins demandé à l'ANDRA d'apporter des précisions complémentaires, recensées dans une annexe 1, et a souhaité que, lorsque le projet serait "suffisamment avancé pour envisager une demande de création" pour un stockage, l'ANDRA prenne en compte certaines demandes énoncées dans une annexe 2.

Enfin, "dans le but d'assurer la cohérence des évaluations d'impact radiologique des différents centres de stockage de déchets radioactifs en surface et en sub-surface (CSM, CSA, déchets radifères, déchets TFA, déchets miniers...)" la DSIN a demandé à l'ANDRA "de procéder à une revue comparative des scénarios retenus dans ces évaluations et de justifier les choix retenus." Elle a par ailleurs souhaité que l'ANDRA étende ses investigations préliminaires "vers la recherche de solutions alternatives."

L'ANDRA poursuit actuellement la définition de ce centre de stockage de déchets radifères.

Il apparaît ainsi que deux maillons essentiels de la « chaîne des déchets » offrent désormais une meilleure visibilité. A l'évidence une saine gestion des déchets passe par la bonne connaissance de leurs modes de production et suppose que l'exutoire final soit encadré par des choix techniques (et économiques) précis. Des pas importants ont donc été accomplis dans cette direction.

Est-ce à dire que la DSIN est parvenue au bout de l'effort engagé voici bientôt deux ans ? Plutôt qu'*extinction* le terme de *réorientation* me semble mieux adapté.

2. LE PROCESSUS INITIÉ PAR LA DSIN DOIT DESORMAIS PRENDRE UN NOUVEAU COURS

2.1 Les discussions entamées sous l'égide de la DSIN visaient à clarifier le contexte et les perspectives réglementaires

J'ai eu quelques difficultés à comprendre réellement quel était l'objet exact des discussions menées sous l'égide de la DSIN depuis le printemps 1994. Peut-être justement parce que les langages des uns et des autres étaient trop éloignés pour qu'ils puissent se bien comprendre entre eux, donc s'exprimer clairement à l'extérieur et en particulier en direction du rapporteur de l'Office parlementaire.

2.1.1 Les discussions ont été organisées de manière relativement informelle

1. La constitution du groupe de travail chargé de conduire ces discussions s'est faite en plusieurs temps. La DSIN a tout d'abord réuni les exploitants et l'ANDRA uniquement ; puis il est apparu que d'autres organismes aussi devaient être impliqués :

- la Direction de la Prévention de la Pollution et des Risques (Ministère de l'Environnement), du fait de son expérience en matière de politique des déchets dans les ICPE ;
- la Direction générale de la Santé, car il était difficile d'évoquer les effets sanitaires sans faire appel à l'administration concernée au premier chef ;
- l'IPSN afin d'aider à l'appréciation critique de certains documents.

Le groupe de travail a ensuite éprouvé le besoin de créer un sous-groupe plus spécialement chargé de "*l'évaluation des différents concepts de stockage des déchets TFA*". Le secrétariat de ce sous-groupe était assuré par l'ANDRA. Le sous-groupe a remis son rapport au groupe plénier après un semestre de travail, consacré à la définition de divers concepts de stockage, la constitution des hypothèses de base relatives aux calculs d'impact sanitaire et à la réalisation des calculs eux-mêmes. Ces calculs ont été pour une large part conduits par le CEA d'une part, l'ANDRA d'autre part. Leur contenu a été présenté en détail au 1.2.1.

2. Parallèlement la DSIN a souhaité lancer la réflexion sur la partie amont du problème et a pour cela demandé aux principaux exploitants nucléaires de réaliser des études déchets. D'après J. PELISSIER-TANON, Directeur de l'Environnement à COGEMA, cette idée semble découler de la présentation par COGEMA, à titre d'information dans une des premières réunions, d'un dossier « déchets » préparé dans le cadre de l'ICPE constituée par l'établissement de COMURHEX sur le site de Pierrelatte. La DRIRE Rhône Alpes avait souhaité que le préfet puisse prendre l'un des premiers arrêtés « déchets » à propos de cet établissement. Au lancement du processus DSIN, celui-ci avait donc un document disponible, qui s'intéressait à tous les déchets, conventionnels et nucléaires.

J'ai présenté auparavant les résultats de la première phase — pour les études d'ores et déjà disponibles c'est-à-dire celle d'EDF — relative à la description des pratiques. Une deuxième phase s'intéressera aux alternatives envisageables ; une troisième phase devra indiquer les choix technico-économiques effectués l'exploitant, apporter la démonstration qu'il s'agit bien des meilleures solutions et s'accompagner de propositions concrètes pour leur mise en œuvre. Il faudra encore attendre quelques mois avant que l'ensemble de cette démarche « étude déchets » ne trouve son aboutissement.

La DSIN a demandé à l'IPSN d'examiner l'étude déchets présentée par EDF (phase I).

3. Le « noyau dur » des discussions a semble-t-il tourné autour de la clarification des objectifs poursuivis par la DSIN et posés par elle comme préalable à tout déblocage administratif. Je rappelle brièvement ces objectifs, présentés publiquement par la DSIN depuis plusieurs mois : en termes généraux il s'agit d'appuyer la gestion des déchets TFA sur la responsabilité totale du producteur et sur la traçabilité des opérations. Ces deux concepts impliquent que "*la gestion, l'élimination, la provenance claire et la*

destination précise des déchets doivent être entièrement assumées par le producteur et de manière telle que la démarche d'ensemble soit contrôlable. » (11)

Cette intransigeance paraît avoir eu quelque difficulté à être immédiatement acceptée. Elle a été accompagnée en retour de l'affirmation par les exploitants qu'ils n'iront pas au delà de l'avant projet de stockage (cf. *supra*) tant que le cadre réglementaire ne sera pas mieux défini.

2.1.2 Les « objets » de la future réglementation des déchets TFA restent pour le moment encore assez flous

C'est ici justement que le bât blesse quelque peu. J'ai du mal à percevoir ce qu'il faut entendre par nouvelle réglementation. Est-ce la mise au point de concepts juridiques totalement nouveaux ? la définition d'une simple procédure administrative nouvelle ? la déclinaison aux déchets TFA de procédures déjà existantes ?

Les positions semblent très ouvertes encore aujourd'hui. Ainsi plusieurs pistes sont à explorer :

- au regard de la définition des filières de traitement des déchets, la priorité s'est portée comme on l'a vu sur la partie du système de gestion située le plus en aval : le stockage ; du point de vue réglementaire il n'a pas encore été choisi entre le statut d'INB et celui d'ICPE ; ce choix sera d'ailleurs en partie guidé par certaines des considérations techniques retenues au titre de l'avant-projet de stockage : en effet le critère radiologique définissant la démarcation entre INB et ICPE « nucléaire » (relevant des rubriques 385 *bis*, *ter...* de la Nomenclature des installations classées) dépend de la quantité de radioactivité contenue dans les substances gérées par l'installation ;
- au cas où une solution ICPE devrait être retenue, il faudrait encore déterminer de quelle rubrique de la Nomenclature cette installation relèverait : faut-il créer une nouvelle rubrique « stockage de déchets TFA » ou pourra-t-on rattacher le(s) stockage(s) TFA à la rubrique 385 ?
- au regard des procédures à appliquer, quelle pourra être la place des études déchets dans le futur dispositif de gestion des TFA ? il est désormais admis par tous les intervenants que ce genre d'étude sera l'un des fondements (prévisionnels) de la gestion pratique des déchets TFA ; reste à savoir quel peut être leur devenir au regard du dispositif réglementaire général de contrôle nucléaire : il m'a été indiqué qu'une voie possible pourrait être l'introduction d'une référence aux études déchets dans les décrets d'autorisation de création (DAC) des installations nucléaires de base ; il s'agit là d'une piste intéressante ; encore faudra-t-il préciser si le contenu précis des études déchets devra être formalisé au préalable et que par exemple un plan type soit annexé au décret de 1963 ; ce dernier point me paraît cependant excessif puisque le plan type des rapports de sûreté n'est pas annexé au décret de 1963 mais à

¹¹ Tiré de l'article de J.C. NIEL, « Pour une gestion claire, sûre et rigoureuse des déchets faiblement et très faiblement radioactifs », in *Contrôle*, DSIN, n° 102, décembre 1994.

l'instruction du 27 mars 1973 "relative à l'application du décret n° 73-278 du 13 mars 1973 portant création d'un Conseil supérieur de la sûreté nucléaire et d'un Service central de sûreté des installations nucléaires au ministère du Développement industriel et scientifique" ; or j'aime à croire que le rapport de sûreté d'une INB est un document d'une autre importance qu'une étude déchets...

- dans le même esprit il semble qu'il reste un travail important à effectuer pour préciser les rubriques nécessaires à inscrire dans les études d'impact attachées à l'approbation et la mise en place des diverses filières d'élimination des déchets TFA, ainsi que leur statut réglementaire.

L'inscription éventuelle de ces considérations dans une Règle fondamentale de Sûreté a parfois été évoquée. Ce serait effectivement un moyen intéressant de regrouper dans un seul texte les objectifs à poursuivre pour une bonne gestion des déchets TFA. Notons cependant qu'il suppose tranchée la question du classement du stockage en INB ou ICPE et qu'il ne dispense pas de rechercher une meilleure harmonisation avec l'ensemble des textes relatifs à la radioprotection, dont J.Y. LE DEAUT soulignait il y a bientôt plus de 3 ans le caractère complexe et touffu.

J'avoue rester quelque peu perplexe vis-à-vis des interrogations concernant le choix de la rubrique de classement ICPE (si cette solution devait être retenue, rappelons-le). L'examen des arrêtés type proposés aux préfets par l'administration centrale pour les aider à rédiger leurs arrêtés préfectoraux ne contient à mon sens que des dispositions qui auraient toute légitimité pour s'appliquer identiquement au stockage TFA. Serait-il réellement utile de créer une nouvelle rubrique ? pour quelle spécificité ?

Plus largement je m'interroge sur ce qu'il faut mettre derrière les appels désespérés des uns et des autres à une "réglementation" qui leur permettrait de sortir de l'impasse actuelle. Faut-il réellement une réglementation ? Je ne conteste pas que le cadre juridique actuel n'est pas d'une clarté aveuglante. Je me demande cependant si on n'aurait pas pu trouver plus rapidement dans ce cadre juridique, quitte à le « solliciter » quelque peu, les solutions aux problèmes survenus ici ou là.

Le décret de 1966 relatif aux principes généraux de protection contre les rayonnement ionisants instaure effectivement des seuils de radioactivité totale ou massique au dessus dequels doit s'appliquer un régime d'autorisation ou de déclaration. En revanche il n'implique pas pour autant que l'exercice des activités industrielles concernées échappe aux règles de protection fixées par le décret ; en effet :

- l'article 2 du décret indique que ses dispositions s'appliquent à toute activité impliquant une exposition à des rayonnements ou des manipulations diverses de "substances radioactives" ⁽¹²⁾ ; le fait que l'activité industrielle soit ou ne

¹² L'annexe 1 du décret de 1966 définit les substances radioactives comme "toute substance qui contient un ou plusieurs radionucléides dont l'activité ou la concentration ne peut être négligée du point de vue de la radioprotection". Si l'on doit convenir que le critère objectif ouvrant la voie à la « négligence » (ou plutôt l'indifférence) est assez flou, il reste tout à fait hasardeux d'en inférer qu'il s'agit des valeurs 100 Bq/g et 500 Bq/g indiquées ailleurs dans le décret : le critère est à l'évidence sanitaire et non physique. Quoi qu'il en soit, l'exégèse des textes incline plutôt à penser que justement certaines substances radioactives peuvent être dispensées

soit pas soumise à un contrôle administratif ne donne donc pas à l'industriel la liberté de se soustraire aux obligations de radioprotection déterminées par le décret ;

— le dernier alinéa de l'article dispose que *"lorsque la réglementation en vigueur ne détermine pas des régimes d'autorisation ou de déclaration applicables, il appartiendra aux ministres intéressés de prendre les dispositions nécessaires"* ; cet alinéa doit donc être interprété dans deux directions :

- il s'applique au cas où une activité relève du champ du contrôle (déclaration ou autorisation) mais où aucune règle y afférente n'a été pour l'heure édictée par l'autorité administrative ; les *"ministres intéressés"* se voient donc confier un pouvoir provisoire tendant à pallier la carence temporaire de l'administration pour cette activité ;
- il s'applique également au cas où l'activité industrielle concernée ne peut pas relever du champ du contrôle réglementaire car mettant en jeu des substances radioactives en quantité inférieure aux divers seuils mentionnés par ailleurs ; les ministres ont alors délégation pour assurer « comme bon leur semble » le respect des objectifs de radioprotection fixés par le décret, en réglant au cas par cas les situations qui se présentent.

C'est ainsi que diverses pratiques de remise de déchets dans le domaine public ont pu être autorisées par l'ex-SCPRI, sur la base d'une délégation (explicite ou implicite ?) accordée par les ministres concernés.

Ce rappel des dispositions réglementaires actuellement en vigueur m'amène à m'élever avec la plus grande fermeté contre l'interprétation tendancieuse qu'en ont faite les principaux exploitants d'installations nucléaires (EDF, CEA, COGEMA) dans une déclaration commune datée du 23 mars 1995. Ils y affirment en effet que *"il faut rappeler que le législateur ne définit la caractéristique radioactive d'un déchet que par les obligations qu'elle est susceptible d'entraîner en termes de radioprotection. A partir de la radioactivité massique d'une substance, il signifie aux exploitants si elle entraîne ou non pour eux certaines obligations de radioprotection."*

"Ainsi, pour des substances dont la radioactivité est inférieure à 100 Becquerels par gramme pour les radionucléides artificiels ou 500 Becquerels par gramme pour les radionucléides naturels, la réglementation n'impose pas à leurs détenteurs d'obligations particulières vis-à-vis de la radioprotection."

C'est à partir de considérations aussi fallacieuses que peuvent se développer des pratiques douteuses et des dérives coupables. Esprit de RADIACONTROLE, est-tu là ?

Notons enfin la perversion d'une déclaration qui contredit en fait les pratiques réelles : pourquoi les exploitants auraient-ils demandé des autorisations-dérogations au

d'autorisation ou de déclaration tout en étant "radioactives" c'est-à-dire non négligeables au regard de la radioprotection...

SCPRI si justement ils n'avaient pas eu des "obligations particulières vis-à-vis de la radioprotection" ?

En matière réglementaire l'enjeu réel est plus une clarification des procédures à mettre en oeuvre et des objectifs généraux à poursuivre (un cahier des charges en quelque sorte) que la construction à partir de zéro d'un nouvel « objet » réglementaire. Le parallèle avec les dispositions retenues pour le rapport de sûreté des INB m'incite à penser que l'outil réglementaire traduisant les instruments administratifs de la gestion des déchets TFA ne devrait pas être un texte à forte valeur juridique, haut placé dans la hiérarchie des normes. En définitive il me paraît conforme à la tradition administrative de s'orienter vers :

- la définition du statut juridique de certaines installations consacrées à la gestion des déchets TFA, au premier rang desquelles le(s) stockage(s) ;
- la définition des documents (nature et structure) décrivant les déchets produits, les solutions retenues et la façon de démontrer que ces solutions ont un impact acceptable ;
- la définition d'une procédure générale tendant à assurer la discussion des acteurs concernés sur ces documents, afin de parvenir à l'approbation par l'administration des solutions proposées par les exploitants.

Le premier point ne soulève pas de problèmes particuliers : le statut juridique de l'installation emporte avec lui la nature et la portée du contrôle administratif sur elle exercé. Il nécessite cependant — comme d'ailleurs le second point — un approfondissement des discussions techniques. Le troisième oblige à définir un circuit administratif au sein duquel circuleront les documents concernés, donc oblige à préciser les rôles respectifs des administrations les plus concernées et la façon dont pourront s'articuler leurs actions, avec au premier chef la DSIN (Industrie), la DPPR (Environnement) et la DGS (Santé). Il est clair cependant que pour les déchets issus des INB la DSIN devra avoir une place prépondérante, en relation avec celle qu'elle occupe pour la procédure relative aux effluents par exemple.

Je rappelle que ces considérations ne s'appliquent pas au dossier des déchets radifères, qui relève sans ambiguïté de la réglementation des INB.

2.2 Le processus devrait désormais conjuguer l'innovation et le retour à un schéma plus conforme à la tradition du contrôle de la sûreté

Innovation et tradition... Ce n'est pas le dernier slogan électoral à la mode mais une double exigence qui m'apparaît particulièrement adaptée à l'avenir du processus engagé sur les déchets TFA. Tradition tout d'abord, non seulement dans l'organisation matérielle et juridique des développements prochains comme cela vient d'être vu, mais surtout dans le respect du principe fondamental tendant à assurer l'autonomie de décision de l'administration.

2.2.1 La DSIN devra préserver l'autonomie et l'indépendance de son jugement pour l'avenir

En effet c'est une des caractéristiques du processus engagé depuis bientôt deux ans que d'aller un peu à contrepied des habitudes administratives en matière de sûreté nucléaire ⁽¹³⁾. Alors que l'administration doit normalement réagir aux propositions des exploitants, évaluer la pertinence de leurs démonstrations de sûreté et les jauger au regard des objectifs généraux qu'elle s'est fixée, le processus actuel a montré plutôt des exploitants passifs attendant que l'administration définisse les règles du jeu, et répondant aux demandes formulées par celle-ci pour éclaircir des points particuliers.

C'est à cause de cette passivité, et il faut bien le reconnaître aux difficultés posées par le caractère flou de la réglementation actuelle, que la DSIN a été amenée à s'impliquer aussi activement dans un déblocage progressif de la situation. Au mois de juin dernier, lors d'un entretien, M. LACOSTE me disait que la DSIN pouvait être considérée comme un "catalyseur"... heureuse expression puisque le catalyseur est cette espèce chimique qui favorise une réaction sans intervenir dans le bilan final.

Où s'arrête le rôle de catalyseur et où commence celui de promoteur ? Il est difficile à l'oeil extérieur de le dire. Force est de constater que les représentants de la DSIN ont participé aux discussions relatives à des projets très concrets, comme l'avant-projet de stockage (au sein du sous-groupe de travail). Force est de constater aussi que, au mois de juin dernier, M. LACOSTE me disait justement qu'il fallait éviter toute ambiguïté dans le rôle de la DSIN, que — selon ses termes mêmes — l'administration ne devait pas être un promoteur, qu'enfin les actions communes actuelles de la DSIN et de l'ANDRA ne devraient pas perdurer.

C'était justement toute la difficulté de l'exercice, qui consistait pour partie — et je suis conscient du paradoxe apparent de cette expression — à acquérir en quelque sorte un « retour d'expérience *a priori* »...

Discuter pour mieux se comprendre est une chose, discuter pour mettre au point ensemble une solution en est une autre. Je ne crois pas que l'amalgame ait été fait et je m'en félicite. Il appartient au rapporteur de l'Office parlementaire de veiller à ce que les risques de dérive restent limités et en tout état de cause ne se réalisent pas.

Au delà d'un éventuel problème de « positionnement » général vis-à-vis des exploitants pour le reste de son action, le risque serait également que la DSIN se retrouve en quelque sorte « piégée » dans l'appréciation des futurs dossiers TFA soumis à son examen par les positions qu'elle aurait été amenée à prendre dans la phase actuelle. Peut-on bien critiquer ce que l'on a contribué à mettre en place ?

Il me semble à cet égard que là encore les limites n'ont pas été franchies. J'en veux pour preuve divers éléments qui montrent que, de la part de la DSIN, la détermination

¹³ Je suis tout à fait conscient bien sûr que cette politique globale des déchets TFA dépasse largement le cadre de la sûreté des installations : ne sont-ce pas justement les inquiétudes sanitaires qui ont amené le dossier sur le devant de la scène ?

dans l'affirmation des principes n'a pas empêché la retenue dans les prises de position concrètes :

- les membres du sous-groupe de travail « concepts de stockage » se sont séparés après la remise de leur rapport au groupe plénier, chacun repartant de son côté pour suivre sa propre logique ; cela n'empêche pas la poursuite de collaborations puisque par exemple l'ANDRA a contracté avec les producteurs de TFA au mois de septembre 1995 pour approfondir les travaux menés dans le cadre du sous-groupe ;
- le groupe plénier semble avoir modifié son mode de fonctionnement à partir du mois de juillet 1995, suite à la constatation que les langages parlés par les uns et les autres étaient désormais compatibles ;
- à la demande de la DSIN, l'IPSN a été associé relativement tard aux discussions, sans prendre parti sur les dossiers préliminaires présentés mais à titre d'information ; C. DEVILLERS, Directeur délégué à la gestion des déchets à l'IPSN, m'a indiqué que la seule intervention de l'IPSN avait consisté à demander une plus grande cohérence dans les approches retenues par l'ANDRA pour ses scénarios de sûreté entre ceux adoptés pour les déchets FA (faible activité, destinés au Centre de Stockage de l'Aube) et les déchets TFA.

De l'avis général, l'instant est donc venu où chacun doit repartir de son côté afin tout à la fois d'éviter le mélange des genres et de faire avancer les dossiers techniques. Retour donc à un schéma plus traditionnel où les exploitants mettent au point leurs projets de solutions et les soumettent à l'administration pour examen.

2.2.2 L'enjeu plutôt limité des déchets TFA devrait inciter à rechercher les moyens d'une plus grande participation des intervenants extérieurs

C'est plutôt du côté de l'implication du public (des publics ?) que l'on pourrait chercher à introduire plus d'innovation. L'occasion me paraît en effet inespérée de renouveler « à peu de frais » les modes de fonctionnement de certaines de nos procédures technico-administratives.

Les déchets TFA sont porteurs d'une dimension sociale forte, manifestée de façon éclatante par l'écho donné aux multiples affaires qui sont apparues ces dernières années. Elles ont été fortement ressenties par les citoyens puisque ces mêmes affaires montraient justement que Monsieur Tout le Monde pouvait être mis au contact de ce genre de matières. La problématique touchant à la remise dans le domaine public des déchets TFA accentue cette dimension sociale. Parallèlement les déchets TFA ont objectivement un enjeu sanitaire relativement faible, au moins en comparaison avec la plupart des autres sujets dérivés de l'énergie nucléaire, certainement en comparaison avec les enjeux des déchets industriels spéciaux⁽¹⁴⁾. De même l'enjeu proprement industriel est quasiment nul : j'entends par là que les crispations qui pourraient apparaître de la part des

¹⁴ Je renvoie ici au rapport de M. DESTOT, *Rapport sur les problèmes posés par le traitement des déchets ménagers, industriels et hospitaliers. Tome I : Déchets industriels*, Office parlementaire d'Évaluation des Choix scientifiques et technologiques, n° 2146 - ASSEMBLÉE NATIONALE, n° 415 - SENAT, juin 1991.

exploitants comme des opposants sur des objets de débats tels qu'une centrale nucléaire, SUPERPHENIX ou l'usine de La Hague n'ont pas lieu d'être ici.

Dès lors quel est le « risque » d'impliquer plus avant les représentants du public, y compris certaines associations ? Je sais bien que les seuls véritables représentants sont les élus du peuple, désignés par le suffrage universel, et que la loi fixe pour chacun d'eux le cadre de leur action, au niveau national ou au niveau local. Il n'empêche... l'expression directe des citoyens qui s'estiment les plus concernés par ces questions ne saurait être rejetée. M. SCHNEIDER, de l'agence de presse WISE-Paris, regrettait ainsi lors d'un entretien que nous avons en juin dernier, que l'on se trouve encore dans le schéma traditionnel où l'on dit : *"on est en train de préparer quelque chose ; attendez, vous verrez plus tard..."* Il reconnaissait certes que la politique d'ouverture vers le public annoncée par la DSIN est un bon principe mais demande beaucoup de travail en amont. Or selon sa propre expression *"c'est dès la définition des solutions qu'il faut un débat public, et non sur le résultat des tractations entre les exploitants et la DSIN !"*. Et M. SCHNEIDER de renchérir en remarquant que *"l'important est déjà d'« ouvrir la boîte noire »"* et en se félicitant à nouveau d'une initiative comme le colloque de Montauban ⁽¹⁵⁾.

Il est vrai que quelques amorces de débat ont pu avoir lieu. J'ai la faiblesse de penser que les auditions organisées en novembre 1991 par l'Office parlementaire dans le cadre du rapport de J.Y. LE DEAUT peuvent y être rangées. De même il semble que les deux organisations généralement plutôt critiques au regard de l'information et de la politique nucléaires (GSIEN, CRII-RAD) se soient montrées satisfaites des discussions tenues en février 1995 lors des *Entretiens de Ségur* organisés par le Ministre de l'Environnement d'alors, M. Michel BARNIER. Ces entretiens confirmaient officiellement le rejet par l'administration des tentatives visant à instaurer des seuils universels de décontrôle, rejet annoncé lors de l'audition organisée par l'Office parlementaire le 17 novembre 1994 et consacrée au démantèlement des installations nucléaires. Enfin les *Assises de La Baule* (septembre 1995) ont confirmé les engagements de l'administration et ont permis de reprendre les éléments du dialogue.

Est-ce suffisant ? N'est-il pas besoin d'aller plus loin ? C'est pourtant bien ce que semblait demander M. SCHNEIDER... On objectera que le dialogue constructif n'est pas possible avec « certains » et que le seul résultat qui découlerait d'un renforcement de leur rôle serait de leur fournir de nouvelles armes pour la contestation du nucléaire. Là n'est pas la question. D'autant plus que la confrontation et la contestation ne sont pas le destin obligé des relations entre exploitants et associations. R. LALLEMENT, Directeur pour la Gestion des Déchets au CEA ne disait-il pas lors de l'audition du 16 novembre 1995 à propos de ses relations avec la CRII-RAD : *"sur le fond [...] quatre ans de dialogue font que nos positions sont très voisines" ?*

Il serait temps de réaliser que l'implication des associations ne débouche pas nécessairement sur l'affrontement. Je me suis laissé dire par exemple que GREENPEACE

¹⁵ Organisé du 21 au 23 janvier 1988 par le Conseil général du Tarn-et-Garonne, le Colloque de Montauban « Nucléaire, Santé - Sécurité » visait à *"apporter la contribution [du département] à l'échange et à la confrontation des idées et des faits"* (J.M. HAYLET, Président du Conseil général). Les actes du colloque (interventions et comptes-rendus des débats) ont été publiés dans un recueil de plus de 500 pages.

Allemagne avait contribué à la mise au point et au lancement d'un « réfrigérateur vert » censé limiter certaines pollutions. Je me souviens que notre collègue M. DESTOT, à l'occasion de son rapport sur les déchets industriels en 1991, avait eu connaissance d'actions positives conduites par l'association « Robin des Bois » sur certains projets d'implantation d'usines de traitement et conditionnement de déchets. Je suis sûr que d'autres exemples pourraient venir à l'appui de ceux-ci.

Un contexte favorable est aujourd'hui en place. J'en veux pour preuve la teneur des entretiens que j'ai pu avoir avec Mme RIVASI à Valence lors de la mission que j'ai conduite en vallée du Rhône les 30 et 31 octobre dernier. Pour le résumer en peu de mots, je dirais que le message principal tenait en deux propositions :

- il est tout à fait possible de faire bouger les choses dans un sens positif ;
- pour cela il faut parvenir à des consensus... et c'est possible !

Mme RIVASI mettait ainsi en avant diverses actions de la CRII-RAD illustrant ce mouvement *"dans un sens positif"* :

- actions menées au sein de l'Association pour la Qualité de l'Air ;
- collaborations entre la CRII-RAD et les exploitants de certaines décharges industrielles : demandes de conseils de la part des gestionnaires, accords pour des analyses (parfois inopinées) par des techniciens CRII-RAD, accords sur les protocoles d'échantillonnage...
- développement d'interventions « croisées » sur des sujets (et des sites !) ayant donné lieu à des controverses dans le passé : une convention de partenariat entre le CEA et l'association Essone Nature Environnement à propos de la réhabilitation et du contrôle du site du Bouchet (Itteville) a été conclue en 1993 ; cette convention prévoyait l'organisation d'une campagne de mesures « indépendantes » (c'est-à-dire non effectuée par le CEA ou l'IPSN) ; la CRII-RAD a été choisie par l'association, en accord avec le CEA, pour réaliser cette campagne entre le 18 et le 25 septembre 1995, selon un protocole conforme aux dispositions de la convention et en accord avec la DRIRE locale ; je note en passant l'impact tout à fait positif de cette démarche, sensible dans les propos de Mme BLOND, maire-adjoint d'Itteville, tenus à *FR3 Région* le 19 septembre 1995 : *"A partir du moment où les affaires sont devenues plus claires, où l'on a su de manière plus précise ce qui se passait, l'angoisse a un petit peu baissé"*.

C'est dans le domaine de la radioprotection que les évolutions du discours sont les plus manifestes. De mes « entretiens de Valence », je retire l'impression que la CRII-RAD ne semble pas souhaiter faire continuellement la guerre à l'OPRI mais au contraire sortir de la logique du « tout conflit ». Certes, elle veut que les autorités (en particulier sanitaires) soient plus transparentes, mais elle pense qu'elle pourrait aider l'OPRI à trouver ses marques dès lors qu'existent des passerelles. Il semble que le Bureau de radioprotection mis en place au Ministère de la Santé soit considéré comme l'une de ces

passerelles. "L'OPRI doit être crédible" m'a déclaré Mme RIVASI... il y a là une évolution certaine par rapport au temps où il était dit simplement « le SCPRI n'est pas crédible ».

"Si la CRII-RAD est associée elle pourra savoir si les choses avancent et contribuer au mouvement." Je ne peux qu'être d'accord avec cette perspective, qu'il me paraît justement intéressant d'élargir à d'autres acteurs. Encore faudra-t-il trouver un lieu de dialogue adéquat.

Est-ce l'enquête publique à la française ? J'avais fait part de quelques réflexions personnelles lors de mon rapport 1993, dans le chapitre consacré à SUPERPHENIX. Indépendamment des considérations développées dans ces pages, il me semble que l'enquête publique n'est pas le meilleur instrument pour le processus nouveau que j'appelle de mes vœux. Elle est relative à une installation déterminée, dans un cadre géographique déterminé : elle ne voit qu'une portion du circuit suivi par le déchet. Elle ne participe pas de l'élaboration globale d'une stratégie nationale socialement acceptable.

Les Commissions locales d'Information ont justement une vision plus globale. En ce sens elles restent, j'en suis toujours persuadé, un maillon essentiel du dispositif de participation publique aux processus de décision. Mais elles conservent un caractère local que la Conférence nationale des Présidents de CLI, réunie plus régulièrement aujourd'hui à l'initiative de la DSIN, ne saurait surmonter. Il n'empêche, en dehors de toute réunion formelle de la Conférence la consultation fréquente des CLI sur la question des déchets TFA pourrait assurer une bonne « remontée d'information » au niveau des acteurs investis de la charge de clarifier la politique des déchets TFA au niveau central.

La mise en place d'une telle politique, y compris dans la caractérisation de ses modalités techniques (définition des filières...) s'inscrit dans un cadre beaucoup plus vaste que le cadre local ou départemental. Il s'agit bien dans mon esprit d'associer le public (et au premier chef les associations) à un stade préalable aux choix géographiques, qui au demeurant devront être faits un jour où l'autre et nécessiteront assurément des enquêtes publiques locales. Je disais tout à l'heure qu'il fallait trouver un lieu de dialogue adéquat ; je devrais peut-être préciser et compléter en disant plutôt *"un lieu de « dialogue pour l'action »"*.

C'est pourquoi je m'interroge toujours sur la signification qu'il convient d'accorder aux propos tenus par la DSIN dans l'article déjà cité de la revue *Contrôle* ⁽¹⁶⁾ (à propos du contenu de la démarche adoptée par la DSIN, qui donc reposer notamment sur) : *"la définition, approuvée par les pouvoirs publics, de filières adaptées pour chaque type de déchets radioactifs, s'appuyant sur des études d'impact et faisant l'objet d'une information ou d'une consultation du public (enquête publique) ; [...]"*.

La teneur de ces propos suggère justement que la volonté de la DSIN est d'associer le public très en amont dans le processus de définition des filières. Je comprends à la lecture de ce passage que l'information et/ou la consultation du public doit concerner la filière elle-même (au sens générique) et non tel ou tel établissement ou installation

¹⁶ Qui rappelons le n'est pas une revue du CEA... (voir compte-rendu de l'audition du 16 novembre, p.).

particulier de cette filière. Au cas même où une filière ne nécessiterait qu'un établissement (stockage TFA par exemple ?) et où l'on pourrait envisager que l'enquête publique locale tienne lieu de consultation au sens où semble l'entendre la DSIN dans l'article précité, je crois que ce serait une erreur de se rattacher à cette interprétation par trop restrictive. C'est bien à une « consultation pour l'action » que semble appeler la DSIN.

Peut-on se contenter alors d'écouter les demandes-réclamations-objections-contre-propositions-critiques-suggestions-etc. venant des représentants du public ? Certains événements comme les auditions de l'Office parlementaire sont utiles pour faire progresser les conditions du dialogue et de la compréhension mutuelle. Il ne faut pas leur demander plus qu'ils ne peuvent donner. Je dois rappeler d'ailleurs que les auditions de l'Office sont destinées en priorité à la bonne information du rapporteur et du Parlement, en dehors de toute visée directement opérationnelle. Tant mieux si elles peuvent avoir des répercussions concrètes, mais ce n'est pas leur objet principal : je ne suis pas co-gérant du nucléaire.

Si j'en appelle à une plus grande participation publique à un stade si précoce, c'est bien parce que je souhaite que l'on évite le « syndrome des décharges de classe 1 » qui a frappé la gestion des déchets industriels. Une trop grande précision *a priori* dans la définition des options techniques peut réduire l'éventail des choix géographiques envisageables. Elle peut par là même provoquer chez les populations le sentiment d'être en quelque sorte pris en otage par la technique... et par ceux qui en ont décidé ainsi.

Il faudrait donc changer les habitudes et trouver à l'occasion du dossier « déchets TFA » des processus de décisions renouvelés dans leur objectif et leur agencement. Je suis bien conscient de certaines difficultés de l'exercice :

- j'ai du mal à « évacuer » encore aujourd'hui un paradoxe gênant : je réclame une instance de dialogue *et d'action* tout en demandant que la DSIN conserve l'autonomie de ses capacités d'appréciation et son indépendance de décision ; une question que je devrai « creuser » assurément si les choses suivent le cours que je souhaite...
- une crainte traditionnelle des associations est de se voir « récupérées » par le système ; j'ai en mémoire les courriers échangés sur la question délicate de l'expertise extérieure à propos du dossier SUPERPHENIX : les réticences manifestées alors pourraient tout à fait être opposées encore aujourd'hui ; je note cependant que le risque de « phagocytage » si souvent évoqué ne fonctionne pas toujours dans le même sens : j'ai cru comprendre par exemple que, aux États-Unis, le retour au pouvoir en 1992 de l'Administration démocrate avait amené de nombreux membres de la puissante association *Natural Resources Defense Council* à occuper des postes de responsabilité importants dans les départements du DoE...
- plus globalement il est clair qu'une telle démarche remettrait en cause de nombreuses certitudes administratives et dérangerait les habitudes, le train-train de la décision ; au demeurant les réticences des associations peuvent

relever aussi de cette résistance au changement ; est-ce à dire pour autant que celui-ci est inutile ? impossible ? nuisible ? pourquoi ne pas jouer le jeu ?

Dans un article fort intéressant publié par O. BRIGAUD et C. DUVAL, alors élèves de l'École des Mines, dans *Réalités industrielles* ⁽¹⁷⁾, les deux auteurs s'interrogent après un an passé en entreprise : *"La confrontation de nos expériences nous a mené à remettre en cause quelques idées reçues. Le changement est-il souhaitable ? Pourquoi est-il parfois décrié et appréhendé, parfois accueilli avec soulagement ? L'habitude est-elle un mal nécessaire ?"* Les auteurs soulignent que l'habitude, généralement considérée comme un frein uniquement, est aussi garante d'une adaptation en continu (parfois réflexe) à des situations familières et répétitives pour lesquelles la réponse est quasi-automatique et des situations moins fréquentes ou inconnues pour lesquelles la réponse provient de l'extrapolation des situations familières. Pour sa part *"le changement peut rencontrer des obstacles d'ordre culturel. Les comportements et les esprits sont souvent imprégnés de rites et de normes qui s'inscrivent dans le cadre d'une culture d'entreprise, de secteur d'activité voire d'une identité nationale. [...] Souvent on parle d'« inertie » face au changement. Il nous semble que cette apathie est une forme silencieuse de résistance au changement dont les causes réelles sont à trouver ailleurs et plus particulièrement parmi les résistances individuelles : peur de perdre un acquis, peur de ne pas savoir faire ou encore peur de nouveaux rapports hiérarchiques... Ce silence doit être percé pour pouvoir réussir le changement."*

Il faut donc *"savoir rendre le changement acceptable"* et la participation des acteurs concernés semble une des clefs du succès. Au demeurant celui-ci n'est pas assuré pour autant : *"même si la participation est souvent favorable à l'installation du changement, il peut arriver qu'on s'enlise dans des consultations sans fin. Tout l'art consistera à définir clairement ce que l'on veut et dans quel délai on le veut."*

Placée sous le chapeau *"Pratiquer le changement : une habitude excellente"*, la conclusion montre que la problématique dépasse largement le simple management de l'entreprise. *"Le monde est dynamique. Les différentes expériences que nous avons pu vivre dans les entreprises nous ont sans cesse rappelé la valeur du savoir-faire, de la stabilité et de la régularité, mais aussi l'importance de la capacité à se remettre en question, à douter et à se projeter dans le futur."*

"D'une problématique posée initialement en termes manichéens — le changement s'opposerait à l'habitude — il nous a semblé important de passer à une vision plus symbiotique : changement et habitude sont tous deux nécessaires de par leur complémentarité pour la survie de l'entreprise. L'entreprise se forge sa destinée en conciliant le double besoin d'évolution et de perpétuation. Mais comment garder son âme et son savoir, rester soi-même et ne pas perdre son identité, quand il faut aussi s'adapter et évoluer, toujours apprendre et se transformer afin de ne pas disparaître ? Ingénieur-citoyen, nous ne pouvons enfin que constater que ce dilemme s'applique également à notre société, vaste entreprise qui vit quotidiennement cet affrontement fécond de la tradition et de l'innovation."

¹⁷ O. BRIGAUD, C. DUVAL, « Le changement s'oppose-t-il à l'habitude ? », in *Annales des Mines. Réalités industrielles*, avril 1994.

L'un des auteurs de cet article est aujourd'hui chargé de mission sur les déchets TFA auprès de la 1^{ère} sous-direction de la DSIN. L'action après la réflexion... ne serait-ce pas un bon exercice pour nos jeunes polytechniciens ?

Nous sommes aujourd'hui dans une phase de profond ajustement : le cadre formel de la gestion des déchets TFA n'est pas encore bien déterminé, le cadre politique (au sens le plus large) gagnerait à s'élargir à de nouveaux acteurs, mais certains paramètres techniques importants sont désormais mieux cernés.

Au total, le contexte de mise en place de la gestion des déchets TFA reste souple tout en se précisant peu à peu. Est-ce à dire que des solutions définitives vont voir le jour bientôt ? Cela serait satisfaisant tant pour l'esprit (peut-on s'empêcher en France de rechercher des « belles solutions », bien solide et bien carrées ?) que pour la pratique quotidienne et la relation avec le public.

Cette vision de l'avenir me semble excessivement idyllique. Je crois plutôt qu'il faut se persuader que la politique des déchets TFA telle qu'elle est actuellement conçue restera longtemps imparfaite et devra s'affiner avec l'expérience.

B. LA POLITIQUE DES DECHETS TFA DEVRA ENCORE S'AFFINER AVEC L'EXPERIENCE

Je veux immédiatement préciser que cette appréciation plutôt prudente ne signifie aucunement un désaveu des options retenues par la DSIN dans le processus difficile qu'elle a engagé... bien au contraire. Débloquer une situation confuse nécessite toujours plus d'imagination que gérer la routine et expose d'une part à des incompréhensions parfois profondes (sincères ou feintes...), d'autre part à des approximations qui obligent à des « réglages fins » dans des phases ultérieures.

1. CERTAINS PRINCIPES PRECONISES PAR LA DSIN DEVRONT ETRE RAPIDEMENT PRECISES

En matière de déchets TFA la DSIN a fondé la légitimité de sa démarche d'une part sur la sensibilité sociologique extrême du sujet, qui rendait impossible toute solution techniquement mal « bordée », d'autre part sur la nécessaire cohérence qui doit animer l'ensemble des dispositifs de gestion des résidus issus des installations nucléaires. Cette cohérence doit être réaffirmée afin d'éviter les dérives tendant à réintroduire de façon détournée ces « seuils universels de décontrôle » normalement bannis du discours officiel.

1.1 La gestion des déchets TFA contribue à la cohérence globale de la gestion de ses résidus par l'industrie nucléaire

Que chacun souhaite la maximum de cohérence ne fait aucun doute. Les discours des uns et des autres montrent cependant que le contenu de la cohérence en question peut

(ou pouvait...) ne pas être identique pour tous les acteurs. En particulier le débat persistant sur la place à accorder à l'impact sanitaire des déchets TFA dans la définition des modes de gestion de ces déchets montre que toutes les ambiguïtés n'ont pas disparu.

1.1.1 La même rigueur doit être appliquée à tous les résidus des installations nucléaires

Ce principe semble couler de source. Il est pourtant battu en brèche par tous ceux qui, hier ou aujourd'hui, continuent de mener le combat pour l'instauration de « seuils universels de décontrôle » (appelés encore *seuils de libération* ou de façon plus impropre *seuils d'exemption*). Rappelons que cette notion controversée recouvre la possibilité, pour le producteur de déchets, de ne pas faire état d'un déchet — de sa production mais surtout de son devenir — auprès de l'administration de contrôle dès lors que les caractéristiques physiques de ce déchet (généralement la radioactivité massique) sont inférieures à un seuil, déterminé de façon universelle dans la réglementation.

L'ambiguïté des textes réglementaires actuels avait conduit les producteurs de déchets à considérer que les valeurs de 100 Bq/g (pour les radionucléides artificiels) et 500 Bq/g (pour les radionucléides naturels) — inscrites dans le décret modifié n° 66-450 du 20 juin 1966 — étaient des seuils universels de décontrôle qui les dispensaient de toute déclaration à l'administration... et, pourquoi pas, au destinataire du déchet ! La conséquence concrète était par exemple l'adoption de certaines solutions d'élimination faisant appel à la mise en décharge « classique ».

Ce genre de pratiques aboutit ainsi à ouvrir la possibilité d'une dilution incontrôlée de radioactivité dans le domaine public, à la seule discrétion de l'exploitant nucléaire, ainsi qu'à la possibilité de « fraude au seuil » puisque l'ajout d'une pelletée de choses « pas très propres » au milieu d'une benne de déchets anodins peut maintenir la radioactivité moyenne de l'ensemble en-dessous du seuil de libération.

Cette dernière remarque rappelle que, sous des dehors très simples, la mise en place effective de seuils de libération ne dispensait pas de préciser des paramètres aussi importants que les modalités de détermination de l'activité massique du déchet (en moyenne ? dans quelles conditions d'homogénéité ? selon quels radioéléments ou quelles catégories de radioéléments ?). La simplicité apparente — et si séduisante pour les zélés de l'exemption — aurait pu rapidement se transformer en un réseau serré de conditions complémentaires qui, notons le au passage, auraient ainsi vidé la notion de *libération* de toute portée pratique...

Le débat qui a animé la scène publique — et également les précédents rapports cités de l'Office parlementaire — sur l'existence dans la réglementation française actuelle de seuils de libération résulte d'une confusion historique — et largement partagée au plan international — entre les notions d'*exemption* et de *libération* (ou *décontrôle*).

Certaines activités humaines peuvent être dangereuses du fait des matières ou des procédés qu'elles mettent en jeu. Elles ont vocation à être placées sous un contrôle administratif qui garantira qu'un niveau acceptable de protection est assuré pour diverses catégories de personnes (travailleurs, public, usagers...) voire pour l'environnement. Il

est cependant d'usage de considérer que, si les quantités de matières utilisées sont suffisamment faibles, le risque causé aux populations intéressées est minime en tout état de cause. L'activité est alors exemptée du contrôle administratif. L'autorité définit ainsi un *seuil d'exemption* qui commande l'entrée dans le régime de contrôle. C'est l'objet des seuils déterminés à l'article 3 du décret de 1966 précité : 100 Bq/g pour les substances radioactives artificielles, 500 Bq/g pour les substances radioactives naturelles.

On peut au demeurant estimer que, quelles que soient les quantités de matières mises en oeuvre, certaines activités humaines sont intrinsèquement dangereuses (cycle du combustible et utilisation de l'énergie nucléaire, inoculation de substances radioactives à l'homme...) et doivent de ce fait être placées automatiquement sous un régime de contrôle administratif. C'est le sens d'un autre alinéa de l'article 3 sus-mentionné : *"toutefois, et par dérogation aux dispositions ci-dessus [relatives aux seuils d'exemption] une autorisation préalable sera toujours nécessaire pour l'utilisation de substances radioactives à des fins médicales."*

De son côté, le *seuil de décontrôle* ou *seuil de libération* est le seuil au-dessous duquel une matière placée normalement sous un régime de contrôle administratif peut ultérieurement être libérée de celui-ci. Il s'agit donc d'un seuil « de sortie », dont la nature doit être clairement différenciée de celle du seuil d'exemption qui est un seuil d'entrée dans le régime de contrôle. Remarquons que, en soi, la notion de libération est peu compatible avec le principe même du contrôle administratif : dès lors que l'on a franchi le seuil d'exemption (à l'entrée) ou que l'activité considérée est intrinsèquement dangereuse, il n'y a pas de raison logique pour qu'aucune des opérations effectuées dans le cadre de cette activité échappe au contrôle de l'autorité de protection.

Enfin, pour des raisons évidentes, la mise en place d'un seuil de sortie aurait surtout de l'intérêt pour la gestion de grandes quantités de matières, alors que la mise en place d'un seuil d'entrée vise essentiellement à ne pas « encombrer » l'autorité de protection par la surveillance de petites quantités de matières.

Comment s'appliquent ces considérations générales au cas particulier des substances intéressant la radioprotection ?

Une des règles de base de la radioprotection est que toute activité soumise au système de contrôle doit être fondée sur une autorisation. Ce principe est valable pour la construction et l'exploitation des installations nucléaires, il est aussi valable pour le rejet d'effluents radioactifs dans le milieu naturel. Il serait inconvenant qu'il ne soit plus valable pour les résidus solides issus de ces mêmes installations nucléaires.

Notons que l'obligation de détenir une autorisation vaut pour tous les rejets liquides et gazeux potentiellement radioactifs, quelle que soit leur radioactivité effective : il n'existe pas de seuil en deçà duquel un rejet liquide ou gazeux pourrait être exempté de toute obligation réglementaire. Notons également la portée de cette absence d'exemption :

- l'exploitant doit obtenir une autorisation générale de rejeter des effluents radioactifs dans des conditions précisées ;

- il n'a en revanche pas besoin (sauf cas prévu par l'autorisation générale) de demander d'autorisation particulière pour effectuer tel ou tel rejet à tel ou tel moment ;
- il doit assurer la traçabilité de ses actions en tenant à jour des registres ;
- il doit effectuer des contrôles et pouvoir toujours justifier que les conditions de l'autorisation ont été respectées.

La rigueur imposée aux effluents liquides ou gazeux est justifiée par le caractère irréversible de la dilution dans l'environnement. Cette rigueur repose sur deux actions : 1/ la modélisation des conséquences de cette dilution sur l'environnement et les personnes, dans le périmètre intéressant l'installation ; 2/ un double contrôle : à l'émissaire et dans l'environnement. Pour les déchets TFA l'instauration de seuils de libération supprimerait la possibilité de modéliser les impacts de façon précise et empêcherait de réaliser le deuxième contrôle — dans l'environnement — les exploitants étant tout prêts à se contenter du premier contrôle, à la sortie de leurs sites. Au contraire le concept de filière associé à celui de traçabilité permet de cerner les scénarios envisageables donc d'effectuer de véritables calculs d'impact.

1.1.2 L'importance qu'il faudra accorder à l'impact sanitaire dans le processus de décision doit être sérieusement étudiée

Il serait faux de conclure des paragraphes précédents que l'évaluation de l'impact sanitaire des filières TFA doit être l'*alpha* et l'*omega* de la gestion de ces déchets. A l'évidence on ne peut pas se passer d'évaluer cet impact. C. DEVILLERS, directeur délégué chargé de la sûreté des déchets (IPSN), indiquait par exemple dans une intervention prononcée aux Assises de La Baule (septembre 1995) que d'après les études de scénarios d'impact de stockages effectuées notamment par la Commission de l'Union européenne, il est clair que de grandes quantités de substances dont la radioactivité est inférieure à 100 Bq/g ne peuvent pas toujours être négligées du point de vue de la radioprotection. Ceci montre, rétrospectivement, la prudence avec laquelle il aurait fallu gérer la valeur de 100 Bq/g inscrite dans le décret de 1966...

De même de nombreux intervenants lors de l'audition du 16 novembre 1995 ont mis l'accent sur l'importance de l'évaluation de l'impact sanitaire des déchets TFA : F. ROLLINGER (CFDT) souhaitait ainsi souligner la nécessité d'orienter les ressources de la société vers les activités présentant les risques les plus élevés ; il était suivi en cela par R. MASSE, président de l'OPRI, qui estimait que *"la règle doit être l'appréciation du risque sanitaire. Actuellement il y a un certain nombre de priorités qui ne sont pas là [sur les déchets TFA]. Si j'en juge par le bilan des expositions humaines, c'est l'irradiation naturelle et l'irradiation médicale à l'hôpital."* Mme RIVASI déclarait être *"d'accord avec la CFDT sur le fait que le premier problème est le problème sanitaire"* et avoir participé *"à plusieurs colloques où on nous présentait les déchets par catégorie, comme si cela n'avait pas d'impact sanitaire. Or une des bases est de savoir quel détriment la population française est prête à accepter si on banalise les déchets radioactifs ou même si on installe une décharge radioactive, sachant qu'au bout d'un certain nombre d'années on va [la] banaliser. Combien de cancers la population*

française est-elle prête à accepter sachant qu'une série de pratiques va être effectuée, dues à la banalisation des déchets radioactifs ?"

Il faut considérer avec circonspection un tel engouement. Tout d'abord parce que, comme le rappelait avec justesse C. DEVILLERS lors de l'audition du 16 novembre dernier, la sûreté d'un stockage de déchet ne doit pas uniquement être jugée à l'aune de la radioprotection : *"Dans la conviction que l'on peut avoir qu'un stockage est sûr, il n'y a pas uniquement la vérification que les impacts sanitaires sont conformes aux normes de radioprotection. Il y a tout un travail en amont qui consiste à juger la qualité des différentes barrières qui sont mises en place, du soin qui est pris pour assurer de bonnes performances, de la surveillance de ces barrières. La vérification de l'impact sanitaire n'est que la partie émergée de l'iceberg."* Il est vrai que le risque n'est pas seulement radiologique. C. DEVILLERS indiquait ainsi que *"la gestion ne sera pas, et de loin, dépendante de seuils ou de niveaux de radioactivité, mais de beaucoup d'autres facteurs puisque le risque chimique peut intervenir, ainsi que la forme et la provenance des déchets."* Cette appréciation, formulée dans le cas particulier d'un stockage, peut en fait être généralisée à toutes les filières de gestion des déchets.

Le danger le plus important me paraît être la remise en cause des principes posés par la DSIN comme fondement de l'action, et la porte ouverte à des risques de dérive dans la frange des déchets TFA ayant les plus faibles activités massiques (ce que les divers intervenants au cours de l'audition ont joliment appelé les déchets "TT...TFA").

Qui pourra prétendre que l'impact sanitaire d'un certain mode de gestion pour les déchets TT...TFA est fondamentalement différent de l'impact sanitaire du même mode de gestion pour des déchets « pas TFA du tout » c'est-à-dire banals ? Une conclusion s'impose d'elle même : puisque les TT...TFA ne sont si différents des « pas TFA », pourquoi les gérer différemment ? pourquoi s'imposer des contraintes administratives, d'assurance qualité, de traçabilité... alors que le bénéfice sanitaire pour la population est quasi nul ? Les ressources gaspillées à cette surprotection inutile pourraient être employées à faire autrement le bonheur de la population... et d'abord celui de l'exploitant.

La gestion des déchets TFA ne pourra pas se passer d'une grille d'analyse multicritères, dont certes l'impact sanitaire doit être une composante importante mais qui ne saurait se réduire à cette seule dimension. Le contenu des futures études d'impact devra refléter cette pluridisciplinarité des enjeux.

L'enjeu n'est pas seulement la protection de la population mais la fiabilité générale du système national de gestion des déchets radioactifs. Les exploitants devront s'en souvenir lorsque viendra le moment de préciser les choses en matière de gestion des déchets de haute activité. Un éventuel manque de rigueur à l'un des maillons de la chaîne pourrait avoir de cruelles répercussions sur l'ensemble des projets : cruelles pour les exploitants mais aussi pour la nation toute entière puisqu'il faudra bien gérer cette catégorie de déchets également...

Or j'ai la désagréable impression que la rigueur affichée reste profondément fragile, et qu'à peine on a chassé le seuil par la porte ⁽¹⁸⁾ il revient par la fenêtre.

1.2 La tentation du seuil n'est certainement pas définitivement éradiquée

Que l'on ne me fasse pas ici de mauvais procès : je ne mets pas en doute les volontés affichées par les grands exploitants nucléaires, en particulier aux niveaux hiérarchiques les plus élevés.

Je constate simplement le poids des habitudes culturelles et la difficulté de s'insérer pleinement dans un nouveau mode de gestion et de pensée ⁽¹⁹⁾. Cela fait des années que les « experts » s'échinent à définir des niveaux de seuil (de libération) acceptables au plan sanitaire. On leur dit aujourd'hui que cette voie doit être abandonnée... il est normal qu'ils en conçoivent quelque dépit et qu'ils soient quelque peu perturbés !

1.2.1 Certains discours montrent que le seuil reste un concept attrayant

Je dois remarquer dans un premier temps que certaines personnes n'ont pas abandonné l'idée de voir un jour définis des seuils universels de décontrôle. *"L'abandon du seuil est une catastrophe"* m'a déclaré tout récemment J.C. ZERBIB (CFDT). F. ROLLINGER avait donné le ton lors de l'audition du 16 novembre : *"Il nous semble intéressant de discuter des propositions telles que celles qui ont été faites par le Conseil supérieur de la Sécurité et de l'Information nucléaires, c'est-à-dire définir :*

"— des seuils bas sur lesquels aucune précaution particulière n'a besoin d'être prise : de l'ordre de 0,1 Bq/g pour les émetteurs α , de l'ordre de 1 Bq/g pour les autres déchets β - γ les plus courants et un peu plus pour ceux qui ont un impact sanitaire plus faible ;"

"— des seuils environ 50 fois plus élevés pour lesquels nous avons toute la « grosse batterie » de la réglementation ;"

"— entre les deux un certain nombre de pratiques (décharges dédiées, recyclages...) soumises à contrôle."

Le retour du seuil peut parfois se faire de façon plus subtile. Certains propos montrent par exemple la difficulté d'articuler deux logiques paraissant tout aussi légitimes l'une que l'autre. On m'a ainsi affirmé à quelques minutes d'intervalle que : 1/ la démarche de la DSIN est bonne et doit être soutenue ; 2/ il serait aberrant de parler des déchets radioactifs sans les définir. Or l'application de la seconde logique implique que l'on distingue ce qui est radioactif de ce qui ne l'est pas, c'est-à-dire que l'on se fixe une valeur d'activité massique au-dessous de laquelle une matière n'est pas considérée comme radioactive.

¹⁸ Si je puis me permettre cette expression un peu surréaliste...

¹⁹ Au demeurant ce mode de gestion des déchets est-il si nouveau ? J'ai rappelé plus haut qu'il se rapprochait en fait des pratiques largement acceptées en matière d'effluents radioactifs.

J'y vois là le retour de cette confusion historique que je mentionnais plus haut. L'adhésion à la démarche DSIN implique justement que l'on ne doit plus raisonner sur la matière mise en cause uniquement — auquel cas le seuil est le corollaire inévitable — mais sur l'ensemble de son cycle de vie. L'obligation de ne pas perdre la trace d'une matière entrée dans le système de radioprotection élimine alors naturellement la référence au seuil.

La plupart des syndicats que j'ai rencontrés en entretien m'ont tenu ce « discours des deux logiques ». Les exploitants de leur côté ne sont pas en reste. Ont ainsi été présentés lors de l'audition du 16 novembre plusieurs tableaux synthétisant les volumes de divers types de déchets attendus de l'exploitation actuelle ou du démantèlement futur des installations nucléaires. Il est clair que lorsqu'on trace plusieurs colonnes en fonction de l'activité massique des produits considérés on introduit (de façon explicite ou implicite) des seuils de classement ou de tri. Et pourtant c'est bien nécessaire si l'on veut tracer un tableau suffisamment informatif...

Par ailleurs la « déclaration commune » des industriels du nucléaire déjà citée indiquait en mars 1995 que *"la discussion menée entre les autorités des Ministères de l'Industrie et de l'Environnement et les acteurs du nucléaire amène à proposer que l'on précise filière par filière ce que sont les substances contenant de la radioactivité en dessous des concentrations massiques citées ci-dessus ⁽²⁰⁾ :"*

"a) Une première catégorie, d'activité massique comprise entre quelques Bq/g ⁽¹⁾ et 100 Bq/g (artificiel) ou 500 Bq/g (naturel) que l'on propose d'appeler « déchets de très faible activité », quoique ne demandant pas d'actions particulières au regard de la loi de 1966 (modifiée 1988) ⁽²¹⁾ sur la radioprotection, nous semble devoir être traitée de façon spécifique, dans le cadre des études déchets dont nous parlerons plus bas ;"

"b) L'autre partie, la plus importante en volume, d'activité massique inférieure à ces quelques Bq/g ⁽¹⁾, devrait être considérée comme des déchets industriels ordinaires. Ces déchets industriels ordinaires, dont la seule caractéristique particulière serait de provenir d'installations nucléaires, et qui pourraient être réglementairement traités comme des déchets industriels destinés aux décharges classées, seraient soumis néanmoins à des dispositions particulières pour leur mise en décharge. Électricité de France (EDF), la Compagnie Générale des Matières Nucléaires (COGEMA) et le Commissariat à l'Énergie atomique (CEA) conviennent et proposent que ces « déchets industriels ordinaires » provenant de leurs activités, sortent du domaine nucléaire, au cas par cas, filière par filière, dans le cadre d'un processus d'assurance de la qualité reconnu, ce qui signifie en particulier la traçabilité des produits. "

"(1) Cette valeur est à préciser. "

Le texte est assez surprenant : derrière l'adhésion reconnue aux objectifs de la DSIN (tout y est : études déchets, traçabilité, filières, responsabilité, assurance qualité...) on trouve en fait glissée de façon tout à fait anodine l'indication d'un seuil

²⁰ Il s'agit des valeurs traditionnelles 100 Bq/g et 500 Bq/g.

²¹ C'est bien sûr le décret de 1966 qui est évoqué ici...

("quelques Bq/g") au dessous duquel les déchets sont "ordinaires" et ont pour seule caractéristique de "provenir d'installations nucléaires". Voilà donc des déchets TFA qui n'en sont plus par la grâce du seuil dont la valeur reste à préciser. Mais prenons déjà "quelques" Bq/g pour se donner une marge dans la négociation...

Certes je prends acte de la volonté manifestée par les signataires de contrôler de bout en bout le circuit de ces « déchets TFA qui n'en sont plus ». Force est de constater cependant que l'économie générale du discours reste profondément ambiguë.

Pourquoi cette persévérance dans l'effort ? Certains éléments ont déjà été évoqués : impossibilité de parler de substances radioactives sans définir ce qui est radioactif et ce qui ne l'est pas, faiblesse de l'impact sanitaire (pour la frange basse des déchets TFA seulement...), inutilité de faire passer tous les déchets sous les fourches caudines de la même rigueur, gaspillage des ressources...

D'autres arguments sont plus politiques. Deux d'entre eux me paraissent particulièrement intéressants à évoquer ici. Tout d'abord le fait qu'il ne serait pas, comme on le dit trop souvent, impossible de trouver un consensus acceptable sur des seuils de déconrôle. Selon J.C. ZERBIB, des organismes comme WISE-Paris et la CRII-RAD seraient prêts à accepter ce genre de débat. Ceci permettrait alors de retourner devant les instances politiques de décision en montrant que l'ensemble des acteurs concernés — y compris les plus critiques — se sont mis d'accord pour déterminer un niveau de contamination résiduelle acceptable et que la voie est donc libre pour concrétiser ce consensus dans un texte réglementaire.

Je suis sceptique sur la démarche proposée. En premier lieu parce que la supposée ouverture au débat sur le seuil d'organismes comme la CRII-RAD ou WISE-Paris me paraît quelque peu surévaluée. Dans un rapport sur les déchets TFA commandé par le Ministère de l'Environnement en 1992 suite au développement du débat sur l'instauration éventuelle de seuils de déconrôle ⁽²²⁾, WISE-Paris fait effectivement mention de "seuils" dans ses conclusions. La deuxième recommandation demande ainsi de "définir des seuils volumique et surfacique par radionucléide à partir desquels on considère un matériau donné comme radioactif. Ces seuils de minimis devront être les plus bas possibles afin de garantir la protection de la santé des populations non seulement des rayonnements artificiels mais aussi des rayonnements dits naturels. [...] Chaque seuil devra permettre de respecter au moins la valeur limite de 10 μ Sv/an par personne. [...]" La recommandation suivante tendrait à "définir une nouvelle catégorie de déchets de très faible activité qui couvre tous les déchets contaminés à des taux allant des seuils de minimis tels que définis ci-dessus jusqu'à une catégorie de déchets de faible activité. Afin de passer des matériaux d'une zone nucléaire contrôlée dans cette catégorie, chaque objet devra être soumis à des mesures précises de son taux de radioactivité. L'application de la procédure par échantillonnage ne devra pas être autorisée."

²² PERLINE, M. PAVAGEAU, M. SCHNEIDER, D. CHAMONIN, J. SCHULZ, *La gestion des déchets dits très faiblement radioactifs*, WISE-Paris, juin 1994 (contrat SRETIE/MERE 92048).

Mais WISE-Paris établit une distinction immédiatement entre ces seuils *de minimis* et d'éventuels "seuils d'exemption" (23) : "Le passage de déchets d'une zone nucléaire contrôlée, en dessous de la nouvelle catégorie de très faible activité, ce que l'on appelle communément l'exemption, ne pourra en aucun cas être autorisé. Le principe appliqué sera donc : tout matériau d'une zone nucléaire contrôlée sera pour toujours soumis à une réglementation nucléaire." La position est donc très clairement définie et laisse peu de place à un débat...

Au demeurant je n'ai pas réussi à comprendre l'utilité des seuils *de minimis* définis dans la recommandation n° 2 : ils ne sont mentionnés nulle part ailleurs dans les recommandations, mais semblent avoir été introduits uniquement pour dire que l'on ne pouvait pas les franchir vers le bas... Voilà encore une preuve de la confusion ambiante puisque WISE-Paris ne peut s'empêcher de parler de seuils alors même que son rapport leur dénie toute valeur opératoire.

Quant à l'ouverture de la CRII-RAD à un éventuel débat, je ne peux que renvoyer aux prises de position particulièrement nettes adoptées par Mme RIVASI lors de l'audition du 16 novembre. Il me semble que là aussi l'initiateur d'un débat tendant à instaurer des seuils universels de décontrôle en serait pour ses frais.

Le deuxième argument est assurément très fort : il a trait à la responsabilité du décideur vis-à-vis de la société. Refuser d'instaurer des seuils de décontrôle, ne serait-ce pas manquer à ses responsabilités ? Le rôle du politique n'est-il pas justement d'arbitrer, au nom de la société, entre des solutions nécessairement imparfaites ? Refuser l'instauration de seuils universels pour se réfugier derrière des négociations au cas par cas, n'est-ce pas refuser de trancher dans le vif ? refuser de dire ce qui est réellement acceptable et ce qui ne l'est pas ? Une règle universelle clairement affichée n'est-elle pas plus responsable qu'un ensemble de règles particulières (24), vis-à-vis du public ? En adhérant à la démarche de la DSIN, ne cède-t-on pas en fait à la facilité ?

Lors de l'audition du 16 novembre, deux personnes ont posé le problème en ces termes, qui éclairent assurément le débat d'un jour nouveau. F. ROLLINGER tout d'abord, qui estimait que "finalement cette démarche est une manière pudique de se voiler la face. On ne va pas dire que c'est banalisé, on ne va pas dire que ce n'est plus contrôlé, mais on ne va pas prendre de dispositions particulières pour un certain nombre de déchets de très faible ou très très faible activité : cela dépendra au cas par cas du dialogue local entre l'exploitant, la DRIRE, le préfet, etc."

De son côté J. LOCHARD, directeur du CEPN (25), était encore plus direct : "Il semblait y avoir à l'origine un consensus sur le fait qu'il fallait abandonner l'idée d'un seuil universel mais cette idée semble réémerger. Je me demande si nous ne sommes pas confrontés à ce problème sur le plan de la responsabilité. On pourrait dire que le fait de

23 WISE-Paris commet ici l'erreur classique tendant à confondre *exemption* et *décontrôle* ou *libération* : l'exemption dont il est question dans la suite de son rapport est évidemment relative à la sortie des matières hors du système de radioprotection, c'est-à-dire en fait à la libération. Mais "que celui qui n'a jamais péché..."

24 Je n'ose quand même pas dire *privileges*...

25 Centre d'Évaluation de la Protection dans le domaine Nucléaire, Fontenay-aux-Roses.

ne pas vouloir mettre un seuil signifie ne pas vouloir « se lancer » de manière responsable. Il ouvrirait cependant d'autres voies à l'exercice de la responsabilité en affirmant ensuite que *"si le problème se pose en termes de responsabilité et qu'on ne veut pas le poser au niveau du seuil, c'est-à-dire en sortant du système de protection radiologique « par le bas », on peut le poser à un autre niveau : celui des choix que l'on fait en matière de protection et de santé dans l'ensemble de la société."* J. LOCHARD retrouvait ainsi les chemins de l'optimisation de la radioprotection, qu'il affectionne particulièrement.

Il est vrai que la DSIN, lorsqu'elle présentait les motivations de la démarche engagée, a mis elle aussi l'accent sur cette dimension politique de la gestion du risque.

Or là où l'opinion est réticente, l'homme politique peut-il passer outre ? L'expérience quotidienne nous a prouvé encore tout récemment qu'il est difficile d'avoir raison contre le monde entier et que les bonnes décisions s'appuient naturellement sur des terrains favorables. Une société doit être prête à accepter l'impulsion du politique. Une telle impulsion ne s'applique bien que si elle correspond au niveau de crédibilité et de mobilisation que lui accordent opinion publique, administration, élus, agents économiques et sociaux...

C'est sur l'élu du peuple que se rassemblent et se concentrent toutes les aspirations, toutes les contradictions de notre société. C'est à lui que revient la tâche difficile de se faire le médiateur de ces tendances divergentes.

En matière de gestion du risque radiologique, je ne crois pas que l'opinion soit prête un jour à accepter les conséquences d'une libération inconditionnelle et universelle de certaines substances, aussi faible puisse être le risque démontré. Le vide réglementaire que l'on déplore aujourd'hui n'est que le reflet de l'indifférence passée et de l'inquiétude présente. Toutes les bonnes raisons à porter au crédit des seuils de décontrôle ne changeront rien à cet état de fait, au moins pendant quelques lustres.

C'est pourquoi je pense également que la réintroduction de seuils de décontrôle de façon détournée, à l'occasion de certaines difficultés tout à fait réelles dans la mise en oeuvre du dispositif préconisé par la DSIN, est vouée à l'échec ou à de cuisants retours de bâton.

1.2.2 La notion de seuil pourrait réapparaître derrière quelques difficultés sensibles dans le système en cours de définition

Rappelons brièvement l'économie du système mis à l'étude par la DSIN. La gestion des déchets TFA serait désormais fondée sur les principes et les instruments suivants :

- l'élaboration d' « études déchets », à l'instar de ce qui se fait dans l'industrie non nucléaire ;
- la définition de zonages dans les installations pour identifier les parties dont les déchets pourraient être radioactifs ;

- la définition, approuvée par les pouvoirs publics, de filières adaptées pour chaque type de déchets radioactifs, s'appuyant sur des études d'impact et faisant l'objet d'une information ou d'une consultation du public (enquête publique) ;
- la création de stockages dédiés pour ces types de déchets ;
- un contrôle réglementaire plus précis, notamment par une meilleure rédaction des décrets d'autorisation de création d'INB.

Les premier et cinquième points ont été évoqués auparavant. Les difficultés que je souhaite développer maintenant concernent les trois autres instruments du système étudié.

1. Une certaine ambiguïté semble subsister autour de la question du zonage. On a souvent l'impression — et je confesse l'avoir eue moi-même jusqu'à une date tout à fait récente — que la définition d'un zonage est inutile car très peu opératoire. Le but du zonage est de repérer dans l'installation les endroits d'où peuvent provenir des déchets radioactifs, y compris ceux de très faible radioactivité artificielle ajoutée. Ces déchets se trouvent bien entendu en majorité dans la zone nucléaire (dans le cas d'une centrale), mais il existe d'autres endroits dits « douteux » d'où ils peuvent également provenir. Dans son étude déchets EDF définit par exemple ces zones douteuses comme celles qui peuvent abriter des déchets *"ayant été très faiblement contaminés à la suite d'une situation incidentelle."* Je renvoie également au zonage mis en place par le CEA à Saclay, présenté au début de ce chapitre : il fait lui aussi appel à la notion de zone douteuse et à la prise en compte des incidents passés.

Lors de l'audition du 16 novembre, certains syndicats ont eu beau jeu de rappeler que les zones d'une installation réputées propres peuvent tout à fait être légèrement contaminées du fait d'incidents ou de négligences diverses. Ponder la distinction déchet radioactif / déchet non radioactif uniquement sur la provenance géographique de celui-ci est une entreprise risquée. M. ROQUE (CFDT) disait fort justement *"On peut discuter d'un zonage, mais qui peut garantir que pour une partie du site il n'y a aucun problème ? Je suis dans un site nucléaire et l'on peut trouver de la contamination partout. [...] Un zonage oui, mais avec des mesures adaptées au faible risque si faible risque il y a. Si l'on veut garantir quelque chose qui sort du site, il faut faire la mesure appropriée."*

Là encore les discussions résultent d'une difficulté évidente de compréhension. La clef est inscrite dans une des conclusions de la déclaration commune des industriels du nucléaire précitée : *"une bonne gestion des déchets TFA passe par : [1/] le zonage des installations nucléaires qui sépare clairement les parties nucléaires de celles non nucléaires, qui est validé et dont on s'assure qu'il est respecté. [...]"* La dernière proposition montre que le zonage a une valeur descriptive mais également une valeur prescriptive. Lorsque l'industriel indique dans le zonage soumis à l'appréciation de l'administration que telle zone est considérée comme radioactive, telle autre est considérée comme douteuse et telle autre considérée comme propre, il ne se contente pas de décrire un état de fait, réel ou souhaitable : il prend également l'engagement de respecter cette description à l'avenir ; il s'oblige à mettre en place les procédures et les

moyens qui lui permettront de garantir le respect de cet engagement. Le zonage ne s'arrête pas à l'édition du plan de l'installation coloré selon les différentes zones ; au contraire il *commence* avec lui.

Dans cette perspective, le degré de précision du zonage et l'étendue du contrôle administratif exercé sur sa définition prend un relief tout particulier.

2. Le zonage ne dispense donc pas de la mesure. Chacun est d'accord pour reconnaître que la mesure reste indispensable au bon fonctionnement du système :

- pour garantir le respect du zonage auquel s'est engagé l'exploitant ;
- pour aiguiller les déchets entre les différentes filières mises en place ;
- pour assurer les contrôles indispensables à la qualité du système.

Le statut de la mesure est donc crucial. Il résulte d'abord de l'obligation (reconnue par tous) de pratiquer autant que possible des tris à la source afin d'éviter l'encombrement du système de gestion des déchets en aval. Il découle aussi de la disponibilité de plusieurs filières entre lesquelles l'exploitant devra choisir.

Or qui dit mesure, tri, aiguillage... dit seuil, égal au minimum à la limite de détection des appareils utilisés. Comment gérer de tels seuils ? Vis-à-vis du public on a parfois avancé l'idée d'utiliser le terme de « modalités du contrôle ». La périphrase est heureuse au plan de la sémantique mais délicate au plan de la pratique. Vis-à-vis d'objectifs beaucoup plus concrets, la mesure soulève encore des difficultés redoutables dans la mise en place de la politique des déchets TFA :

- les difficultés techniques relevées depuis fort longtemps ne sont pas encore résolues ; rappelons qu'il s'agit principalement de la mesure (rapide) de grandes quantités de déchets ayant une très faible radioactivité ajoutée : pour quels radioéléments ? pour tous les déchets ou des échantillons ? selon quelle « granulométrie » ? etc. ; je n'ai pas eu connaissance de progrès significatifs effectués dans ce domaine ; C. DEVILLERS m'a indiqué que les premières investigations qu'il a menées depuis sa nomination au poste de directeur délégué à la sûreté des déchets (IPSN) confirment mon opinion et qu'il serait peut-être nécessaire de remettre beaucoup de choses à plat ;
- l'introduction de plusieurs filières dans le système de gestion des déchets amène à effectuer des arbitrages technico-économiques :
 - faut-il multiplier les filières de façon à optimiser très finement la gestion technico-économique de chaque catégorie de déchets ? on obtient certainement un « optimum local » très fort, surtout vu du côté de l'exploitant qui dépensera au mieux le bon sou au bon endroit ; on a un optimum certainement moins puissant au niveau de l'ensemble du système : la multiplication des filières augmente le risque d'erreurs (sans même parler des « tentations déviantes ») et la complexité des opérations devant être assurées par l'exploitant ; selon C. DEVILLERS l'opinion la

plus répandue à l'étranger est que cette complexité est gérable (tri rigoureux, mesures élaborées, décontamination poussée...), mais il est lui-même sceptique sur l'intérêt global de la démarche ; je partage ce scepticisme ; il faut veiller à ce que le mieux ne soit pas l'ennemi du bien ;

- faut-il au contraire réduire l'éventail des options disponibles ? on perdrait alors certainement en coût financier global mais on y gagnerait en sécurité de fonctionnement et en simplicité de contrôle ; la détermination de la limite entre ce qui est gérable et ce qui est ingérable est assurément difficile à fixer ; la solution ne dépend qu'en partie des exploitants, qui resteront tributaires des filières que l'opinion aura bien voulu laisser ouvrir.

Il est très probable qu'à court et moyen terme le nombre de filières restera limité : stockage dédié, recyclage de certains aciers. Le jour où EDF entamera le démantèlement se posera la question du recyclage des gravats, mais pour l'instant personne ne s'est découvert.

On voit que ces quelques considérations sur le rôle de la mesure entraînent très loin dans la réflexion prospective sur la structure globale du dispositif. Preuve supplémentaire de l'importance de ces questions.

Pour simplifier à l'extrême, je dirais en définitive que la mesure est essentiellement un élément parmi d'autres du système de contrôle et non le critère unique du système de gestion. Aux autorités et aux exploitants de s'accorder sur ce qu'il convient de mettre concrètement derrière cette définition générale.

3. Dernière ambiguïté — et non des moindres : tout au long de mes investigations j'ai senti fréquemment chez mes interlocuteurs une tendance « naturelle » à confondre seuil universel de décontrôle et remise dans le domaine public. Cette confusion se traduit de deux façons :

- certains exploitants pensent que l'abandon des seuils de décontrôle les empêchera désormais de remettre certains déchets TFA dans le domaine public ; lors de ma visite à Pierrelatte en octobre dernier, les dirigeants de FBFC m'ont ainsi affirmé que la politique poursuivie par la DSIN empêchera le don de machines et équipements réformés et décontaminés aux lycées techniques de la région ;
- certaines associations en retour semblent croire que l'abandon des seuils universels de décontrôle protégera le public contre toute « intrusion » de substances radioactives.

Ces deux interprétations sont également fausses : il n'y a pas de lien direct et ontologique entre le maintien ou l'abandon des seuils universels de décontrôle et la possibilité ou l'impossibilité de remettre des matériaux dans le domaine public. La DSIN a clairement défini les principes des procédures qui seront mises en oeuvre : l'exploitant

devra demander une autorisation pour gérer ses déchets. FBFC sera parfaitement à même de déposer une demande tendant à autoriser l'approvisionnement des lycées techniques de la région en matériel réformé, dès lors que la démonstration aura été faite de l'inocuité de cette pratique et que la traçabilité des opérations permettra d'en assurer le contrôle.

A priori, il sera donc tout à fait possible pour un exploitant d'obtenir une autorisation de remise dans le domaine public de matériaux TFA, à des fins d'élimination ou de réutilisation-recyclage. Dans les faits, et sauf cas particuliers, il est très probable que les solutions retenues dans un premier temps resteront internes à l'industrie nucléaire. Quel sera le bénéfice en termes d'image pour une entreprise comme USINOR-SACILOR si elle décidait de se prêter à un recyclage de ferrailles contaminées et si une campagne d'opinion était lancée contre elle par des groupes de pression divers ?

On voit que toutes ces difficultés, ces confusions, ces incompréhensions sont susceptibles d'entraver le bon déroulement du processus engagé sous l'égide de la DSIN. Il est essentiel que celle-ci continue à expliquer le sens de sa démarche et, en liaison avec les éléments techniques fournis par les exploitants, s'attache à clarifier et préciser les concepts les plus délicats.

D'autres difficultés montrent que la gestion des déchets TFA nécessitera un bon « doigté » dans le pilotage effectif du système.

2. L'ARTICULATION DE TOUS LES ELEMENTS DU SYSTEME RESTERA UNE ENTREPRISE DELICATE

La bonne mise en place de la politique de gestion des déchets TFA souhaitée par la DSIN suppose une articulation efficace des acteurs impliqués. Parmi ces acteurs, certains sont particulièrement critiques : l'ANDRA à un bout de la chaîne, les producteurs extérieurs à l'industrie nucléaire française.

2.1 L'ANDRA devra gérer finement sa légitimité

2.1.1 La légitimité de l'ANDRA a pu être discutée en matière de stockage

Curieuse idée que de chercher à mettre en cause la place dominante de l'ANDRA en matière de stockage de déchets nucléaires... Je dois remarquer d'ailleurs que cette question n'a jamais été évoquée lors de l'audition du 16 novembre 1995. Mais ce n'est pas pour autant le signe que ces tendances n'existent pas. Elles se sont manifestées par exemple à l'occasion des projets et études visant à clarifier les paramètres relatifs à des stockages « non dédiés » c'est-à-dire n'étant pas placés sous l'autorité d'un acteur de l'industrie nucléaire. L'éventualité même du stockage non dédié ouvrirait ainsi une brèche dans le monopole de l'ANDRA, que j'ai pu qualifier par ailleurs de « gestionnaire naturel » des déchets TFA.

Un groupe de travail avait été constitué en 1992-93 entre l'IPSN et les producteurs de déchets afin de réaliser des études théoriques ⁽²⁶⁾ sur l'impact de déchets TFA placés

²⁶ J'entends par là des études à caractère générique et non relatives à des sites particuliers.

dans des décharges classiques. Certaines de ces études étaient financées dans le cadre de programmes de l'Union européenne. Elles ont abouti à des valeurs difficilement gérables par les exploitants de ces décharges. Par exemple la limite maximale de concentration en Ra_{226} était d'environ 3 Bq/g pour des déchets placés en décharge de classe 1 et d'environ 0,6 Bq/g pour des déchets placés dans une décharge de classe 2. Mais quelles devaient être les obligations de l'exploitant de la décharge ? quelles analyses ? quelles réactions si le portique à l'entrée se déclenchait ?

Les études étaient en fait relativement inapplicables au plan pratique, bien qu'elles aient contribué à mieux cerner l'impact sanitaire de certaines solutions techniquement envisageables.

Par ailleurs l'ADEME a très rapidement mis en avant les risques de blocage si l'on autorisait explicitement l'introduction de déchets portant le label « radioactif » dans les décharges classiques. Les dernières années ont montré les immenses difficultés que notre pays a rencontrées pour implanter de nouvelles — et indispensables — décharges de classe 1. Il n'était pas besoin aux yeux de l'ADEME d'agiter un chiffon rouge supplémentaire.

Le groupe de travail avait entamé des démarches auprès d'un gestionnaire de décharges (FRANCE DECHETS, filiale de la Lyonnaise des Eaux) afin d'évaluer la solution qu'un exploitant « classique » pouvait proposer en matière de stockage de déchets TFA.

A la demande d'un exploitant, FRANCE DECHETS a été associé à certaines étapes de la réflexion engagée par le sous-groupe de travail « stockage TFA » constitué dans le cadre du processus DSIN. Cette association s'est poursuivie, toujours à la demande du même exploitant, dans le cadre du contrat conclu en septembre 1995 entre l'ANDRA et les producteurs de déchets destiné à préciser certains aspects techniques de l'avant projet de stockage. L'ANDRA, pilote principal de ce contrat, a défini une prestation susceptible d'être accomplie par FRANCE DECHETS et au mois de décembre 1995 attendait la réponse de cette société.

Au delà de cette incursion potentielle du privé à certains stades du processus, c'est à une remise en cause plus essentielle que procédait Mme RIVASI lors des entretiens que nous avons eus à Valence en octobre dernier. Elle estimait « dangereux » qu'il n'y ait qu'un seul industriel présent sur le créneau. Il faudrait selon elle sortir du discours syndical traditionnel sur les vertus du service public, le caractère public de la gestion à long terme des déchets, etc. qui ne sont souvent que des faux semblants destinés à cacher des réflexes corporatistes. Le privé permet aussi, pour Mme RIVASI, une meilleure transparence ; on sait combien le président de la CRII-RAD est sensible à cette question, surtout en matière nucléaire...

Il est évident qu'il y a certainement lieu de dissocier, d'un point de vue théorique, les acteurs publics des missions de service public (gestion et surveillance à long terme, prise en charge des déchets orphelins, prise en charge des déchets issus de petits producteurs incapables d'assumer le coût de leur élimination correcte...). Il est moins évident qu'il y ait lieu de concrétiser cette dissociation, en pratique. On sait justement combien les collectivités locales, voire certains particuliers (individus ou entreprises),

peuvent être soumis à rude épreuve par la découverte de sites pollués résultant du non respect de leurs obligations par les exploitants de décharges. Adopter une attitude préventive en confiant dès l'origine la gestion des sites TFA à l'ANDRA ne me paraît pas illégitime.

D. JOUSSELIN, chef de projet « déchets TFA » à l'ANDRA, me disait récemment qu'il subsistait des interprétations parfois divergentes sur l'étendue des responsabilités confiée à l'ANDRA par la loi du 30 décembre 1991. Si une clarification doit être faite, autant que ce soit rapidement. Mais il me semblerait difficile que l'on puisse déroger à la règle qui veut que l'ANDRA assume la responsabilité des sites sur le long terme. Cela veut dire certainement qu'une certaine maîtrise foncière (propriété du sol ?) doit lui être reconnue ; cela n'implique pas nécessairement que les portes soient fermées à ce que des organismes extérieurs assurent les fonctions d'opérateur industriel.

Cela implique en revanche que le CEA clarifie les intentions qui lui sont parfois prêtées d'implanter un site de stockage TFA sur le centre de Cadarache.

2.1.2 L'implication de l'ANDRA plus en amont vers la production des déchets suscitera certainement des tensions

L'ANDRA cherche à sortir de son rôle strict de « stockeur de déchets ». C'est une ambition louable et un vaste programme...

Dans une optique très concrètement liée à la gestion des déchets TFA, l'implication de l'ANDRA en amont du stockage repose sur la nécessité d'améliorer la traçabilité. *"On ne peut pas mettre un code barre sur tout"* me déclarait D. JOUSSELIN. Il faut intervenir en amont, auprès de l'opérateur chargé du conditionnement, du démantèlement... pour définir des lots que l'on pourra suivre en assurance qualité de façon plus facilement gérable, et que l'on pourra retrouver dans le stockage si le besoin s'en fait sentir.

A un deuxième niveau, l'ANDRA doit signifier aux producteurs de déchets un certain nombre de critères et de caractéristiques (granulométrie des bétons, découpe des ferrailles...) susceptibles d'être retenues dans la définition des moyens de conditionnement propres au stockage ainsi que dans la définition du stockage lui-même. Il faut à la fois que la gestion du stockage soit relativement aisée et que les contraintes imposées à cette fin sur l'industriel producteur du déchet ne soient pas trop pesantes. L'ANDRA estime donc avoir besoin de s'intéresser en amont au mode de production des déchets, afin de mettre au point une « gestion préventive » à la source.

L'ANDRA souhaite éviter d'avoir à gérer un déchet fatal et pousser les producteurs à faire de « bons » déchets. Elle estimait au mois de juin dernier que ceux-ci avaient encore des difficultés à intégrer la logique déchets dans leur démarche et à sortir de la vision traditionnelle dans laquelle *"l'ANDRA n'a qu'à empiler les fûts"*...

Il est clair que la mise en oeuvre de telles orientations va à l'encontre des pratiques courantes et risque de se heurter à de nombreuses résistances. Y. KALUZNY me citait par exemple quelques difficultés rencontrées dans la « gestion prévisionnelle » des déchets à produire par le projet ITER : que faire de tous les déchets tritiés produits par cette

énergie soit-disant propre que sera(it) la fusion nucléaire ? que faire des matériaux activés par le niveau élevé de rayonnement ?

L'ANDRA, un des acteurs principaux du système, a encore fort à faire pour inscrire dans les faits la légitimité que le Parlement lui a conférée par la loi de décembre 1991. Ce ne sera pas de trop car la bonne gestion des déchets TFA risque d'être également perturbée par la présence d'acteurs extérieurs à l'industrie nucléaire nationale.

2.2 La cohérence du système devra résister à certains vents contraires

Tout serait parfait dans le meilleur des mondes — et encore... — si la politique de gestion des déchets TFA devait se limiter aux relations entre la DSIN, la DPPR et la DGS d'un côté, les producteurs de déchets de l'autre. Ce serait oublier d'une part que l'industrie nucléaire n'est pas le seul producteur de déchets TFA, d'autre part que les frontières de notre pays ne sont pas étanches, même pour les déchets.

2.2.1 Les déchets TFA diffus devraient croître en importance dans les années qui viennent

J. Y. LE DEAUT s'était penché sur cette délicate question dans son rapport en 1992. Il relevait ainsi les problèmes posés par la gestion des substances radioactives manipulées dans les établissements de santé (radioéléments utilisés à des fins diagnostiques, tritium...) ou la dissémination d'éléments radioactifs dans une multitude d'appareils ou objets largement utilisés dans la vie courante (cadres lumineux, détecteurs d'incendie, anciens modèles de paratonnerres, simulateurs cardiaques utilisant du plutonium...). Étaient également décrites les difficultés causées par la gestion et surtout la bonne récupération des sources radioactives diverses qui sont normalement placées sous le contrôle (autorisation préalable) de la CIREA, Commission interministérielle des Radioéléments artificiels.

Il ne semble pas que l'état des lieux ait beaucoup évolué depuis cette date. Je ne m'en réjouis pas et j'en veux pour preuve quelques interventions de certains participants à l'audition du 16 novembre dernier. R. MASSE, président de l'OPRI, évoquait ainsi le cas des ces 20 000 patients qui reçoivent à domicile 15 TBq d'iode 131 chaque année, lequel iode 131 se retrouve tout naturellement dans les déchets divers que ces personnes innocentes envoient dans les ordures ménagères. Faut-il se préoccuper de contrôler à la source cet iode 131 ? il serait alors nécessaire que la société consente à financer 150 000 journées d'hospitalisation supplémentaires... le jeu en vaut-il la chandelle ?

En fait de nouveaux problèmes apparaissent peu à peu. On s'aperçoit par exemple que le démantèlement d'installations chimiques « classiques », déconnectées de tout lien avec l'industrie nucléaire, produit lui aussi des déchets TFA. Par exemple les usines de fabrication d'acide phosphorique, qui manipulent du phosphogypse contenant des traces d'éléments radioactifs (uranium, radium...) se trouvent en fin de carrière avec des tuyauteries couvertes (à l'intérieur) de concrétions diverses contenant des impuretés et une bonne partie des substances radioactives ! J. BONNEMAINS, président de l'association Robin des Bois, a déclaré à l'audition qu'il y a désormais des zones contrôlées au sens de la radioprotection dans certaines de ces installations. Une trentaine d'usines d'engrais

phosphatés sont en cours de démantèlement en Europe, selon J. BONNEMAINS, qui voit là une source majeure d'inquiétude en matière de déchets TFA. Des pièces contaminées auraient été expédiées jusqu'en Ukraine, mettant ainsi à mal le principe de traçabilité cher à la DSIN...

On s'explique ainsi la multiplication au début de l'année 1995 des déclenchements de portiques placés à l'entrée de divers sites (décharges ou ferrailleurs) en application de consignes données en 1992 par le Ministère de l'Environnement. Comme me disait justement Y. KALUZNY, "on « crée » du déchet TFA là où il n'y en avait pas !". J'ai pu relever dans la presse de 1995 de nombreux articles concernant la découverte fortuite de déchets radioactifs ; je présente ici une synthèse sur quatre cas significatifs :

- le 10 février 1995 le portique flambant neuf installé par la société AFFIMET à l'entrée de son site de Compiègne se met à sonner ; le personnel ne réagit pas immédiatement car l'appareil peut être sensible à une carte magnétique mêlée aux déchets ; il fait appel à STMI 3 jours après ; on découvre que le corps à l'origine de la sonnerie est une bande de radium métallique de $2 \times 0,5$ cm², de l'épaisseur d'une simple feuille de papier, dont le débit de dose au contact est d'environ 50 mGy/heure ; la bande est enlevée par STMI pour être entreposée à Saclay ; le parquet de Compiègne ouvre une information judiciaire ; les examens médicaux chez les salariés ne montrent rien d'anormal ;
- le 7 mars 1995 une benne de poids lourd hollandais déclenche le même portique ; l'engin est conduit à l'écart et balisé ; les contrôles de l'OPRI montrent que la radioactivité ne vient pas du contenu mais de la benne elle-même, et notamment de certains tubes de renfort de la structure ; cet événement suscite l'intervention de notre collègue F.M. GONNOT, député de la 6^{ème} circonscription de l'Oise, qui saisit les Ministres de l'Industrie et de l'Environnement ;
- le 3 avril 1995 plusieurs tonnes d'acier inoxydable contaminées sont découvertes dans l'établissement de JEWOMETAL à Bobigny ; il s'avère que ces tôles proviennent du démontage d'une unité de fabrication d'acide phosphorique de RHONE POULENC à Roussillon (Rhône) ; elles ont été envoyées à JEWOMETAL Rouen pour être triées, puis dirigées vers JEWOMETAL Bobigny pour être recyclées ; dans ce dernier établissement la présence de systèmes de détection de radioactivité très sensibles a permis de découvrir la contamination des tôles ; le journal *Paris-Normandie* signalait le 17 avril qu'un atelier du même type situé à Bobigny (mais sans lien avec la société JEWOMETAL) aurait été démantelé en 1994 sans aucun contrôle de radioactivité ;
- enfin le 13 septembre 1995 la société AFFIMET, décidément très touchée, détecte à nouveau la contamination structurelle d'une benne hollandaise ; il semble que les demandes de contrôle que la société a adressé à ses fournisseurs n'aient pas été entendues ; pour le chauffeur, "il s'agit à coup sûr d'un cas isolé", mais il reconnaît que la société propriétaire de la benne ne dispose pas de matériel aussi sensible qu'AFFIMET ; il semble également que les affineurs de métaux hollandais ne disposent pas de détecteurs ; l'enquête judiciaire se poursuit.

R. MASSE soulignait le 16 novembre que les « alertes au portique » avaient disparu depuis quelque temps. Il s'inquiétait de la signification qu'il convient d'accorder à ce répit : a-t-on débranché les portiques ? Cela montre l'importance du phénomène et la nécessité de distinguer entre le nucléaire « peu diffus » et le nucléaire « très diffus ».

Dans la première catégorie on peut placer les fameuses unités de phosphogypse, les établissements de santé, les gestionnaires reconnus de sources diverses. Dans la seconde on doit placer tout le reste, en particulier tout ce qui n'a pas de propriétaire ou qui est noyé dans la masse (comme la contamination de la benne hollandaise).

Dans le premier cas il serait possible, moyennant l'adjonction de nouvelles fiches à l'inventaire national de l'ANDRA, de recenser les lieux potentiels de production de déchets TFA. Il s'agirait ainsi de cerner la production avant une éventuelle dilution dans le domaine public. Dans le second cas, on doit se contenter de mettre en place des « balises » chargées de repérer à des endroits sensibles (affinage de métaux par exemple) les éventuelles contaminations diluées.

Comment gérer ces deux formes de nucléaire diffus ? La solution est à l'évidence plus simple dans la première catégorie puisque le qualificatif de diffus s'applique à la dispersion des producteurs potentiels sur le territoire mais que les déchets restent concentrés chez chaque producteur. Ceux-ci sont en général des installations classées (ICPE), donc soumis à un contrôle administratif et relevant des rubriques de la Nomenclature des Installations classées. Il ne devrait pas être trop compliqué, pour peu qu'une bonne collaboration s'instaure entre les administrations concernées, de mettre en place un dispositif de sensibilisation destiné aux exploitants de ces installations. Les liens renforcés entre la DSIN et la DPPR devraient permettre rapidement, grâce à l'inventaire national complété, d'adresser quelque impulsion significative aux DRIRE, qui les répercuteraient par là même aux établissements dont elles ont la charge.

N'oublions pas cependant qu'avant d'être TFA les déchets en question peuvent être instables chimiquement et que toute action visant à modifier le circuit de circulation de ces déchets devrait prendre en compte cette dimension du risque. Le risque radiologique ne doit pas aveugler le décideur.

Pour ce qui est des sources radioactives, J.Y. LE DEAUT signalait dans son rapport la mise en place d'un mécanisme de caution bancaire restituée après justification de la récupération de la source par le fournisseur et son renvoi au fabricant d'origine. Ce dispositif n'est bien sûr pas applicable aux anciens émanateurs de radon dont parlait Mme RIVASI le 16 novembre, pour lesquels le tarif d'élimination demandé par l'ANDRA est si dissuasif que les propriétaires de bonne volonté (car ils ont fait l'effort de s'informer sur la destination normale de leur déchet) se détournent de la solution normale.

Ces comportements me gênent beaucoup : autant je peux comprendre les réticences de l'ANDRA à accorder un tarif de faveur aux particuliers⁽²⁷⁾, autant je peux

²⁷ Puisque l'Agence doit équilibrer son budget, elle reporterait le coût non assumé par les petits producteurs de déchets sur les « grands ». Mais pourquoi ces grands producteurs devraient-ils combler la différence, pour une nuisance dont ils ne sont pas directement responsables ?

comprendre aussi le poids financier que l'élimination au prix normal peut représenter pour certaines personnes, autant je reste sceptique sur le fait que l'ANDRA devrait, au nom de sa mission de service public, prendre en charge automatiquement ce genre de résidus. Cela reviendrait à dire que certaines personnes sont habilitées à utiliser des substances radioactives sans assumer totalement le coût destiné à la maîtrise des nuisances associées. Si je comprend bien, cela revient à dire que le principe pollueur-payeur est essentiellement dirigé vers « les autres » et que l'on refuse pour soi-même les contraintes que l'on est prêt à imposer aux autres (aux industries principalement) au nom de la sauvegarde de l'environnement et du droit des générations futures.

Je ne nie pas que des cas particuliers difficiles puissent se présenter. Je souhaite au contraire que l'on puisse trouver des solutions acceptables pour l'ensemble des parties prenantes — et là dessus il appartient aux autorités de tutelle de l'ANDRA de se prononcer et d'indiquer quelles orientations elles comptent imprimer à la politique poursuivie par l'Agence en ce domaine. Je dis simplement que si l'on souhaite internaliser dans le prix d'achat d'une source radioactive l'ensemble des coûts externes associés, il faut aller au bout de la logique et envisager l'arrêt de certains emplois pour ces sources radioactives car les utilisateurs n'auront pas envie de supporter l'intégralité de leur coût.

Mais cela ne doit pas nous inquiéter, car ce qui est logique ne peut pas être mauvais...

La seconde forme de nucléaire diffus, la plus diluée, est à l'évidence incompatible avec le dispositif proposé par la DSIN. Elle se rapproche en cela des problèmes posés par l'ouverture européenne et la libre circulation des déchets.

2.2.2 L'ouverture européenne complique la cohérence du dispositif prôné par la DSIN

Traçabilité, études déchets, zonage, contrôle réglementaire, assurance qualité... toutes ces démarches séduisantes ne peuvent s'appliquer que si le producteur du déchet est placé directement sous le regard soupçonneux de l'autorité de contrôle. C'est le cas des industriels français du secteur nucléaire, ça ne l'est plus des producteurs divers de déchets TFA disséminés un peu partout en Europe. L'ouverture des frontières peut ainsi créer un appel d'air pour des déchets TFA provenant de l'extérieur, validés par leurs autorités nationales dans le cadre des lois et règlements en vigueur dans le pays, sans que les autorités françaises puissent exercer un quelconque droit de regard.

La situation n'est pas si anodine. Les investigations conduites par EDF en matière de pratique de démantèlement à l'étranger (Allemagne, Belgique) montrent que nos voisins d'outre Rhin pratiquent la dilution de substances radioactives, même si cette dilution se fait dans le cadre d'autorisations spécifiques accordées au cas par cas. On retrouve d'ailleurs les interrogations actuelles sur la possibilité de remise dans le domaine public que j'évoquais dans les pages précédentes.

C'est une limite forte à la politique préconisée par la DSIN puisque en l'occurrence, dès lors que la matière radioactive est diluée dans le domaine public, le

seul moyen de protection est l'établissement d'un seuil (seuil de détection des portiques...).

Je remarque cependant que ces seuils ne sont absolument pas des seuils de décontrôle. Au contraire ce sont des seuils qui font revenir dans le système de radioprotection ⁽²⁸⁾ des matières qui lui avaient échappé, légalement ou illégalement. Loin de constituer la porte ouverte d'un exutoire facile et laxiste, ces seuils sont les fourches caudines sous lesquelles doivent passer les matières « présumées innocentes » qui souhaitent prétendre à un label définitif d'inocuité.

La question reste cependant posée de savoir ce qu'il convient de faire des matières radioactives ainsi révélées à la connaissance des autorités. Faut-il les laisser circuler selon leur itinéraire initialement prévu ? en vertu de quelle logique ? pour quel impact sanitaire ? Faut-il au contraire les retirer de la circulation et les stocker ? pour quel coût ? pour quel avenir ? dans quel pays ?

La directive européenne « Normes de base EURATOM », négociée depuis plusieurs années et en phase finale d'adoption, a cependant intégré dans la dernière version discutée par les experts de l'article 31 ces notions d'*entrée* et de *sortie* du système de radioprotection. C'est une belle victoire (provisoire) pour les positions françaises, qui ont réussi à protéger une conception rigoureuse de la protection radiologique des personnes et de l'environnement. Cette victoire montre que la France ne défend pas nécessairement les thèses les plus laxistes en matière de radioprotection, contrairement à ce que certaines voix laissent entendre de façon complaisante.

Mais l'incompréhension manifeste de nombreux partenaires (ou est-ce plutôt leur hypocrisie ?), qui d'après l'IPSN ne semblent pas avoir compris la logique de l'entrée et de la sortie, a laissé ouverte la porte de la dilution puisque les pays membres sont, en l'état actuel du texte, laissés libres d'adopter des systèmes instaurant des seuils universels de décontrôle. Si de telles dispositions sont adoptées, la France ne pourra pas s'opposer à l'entrée sur son territoire de substances contaminées « légalement » ailleurs.

Le débat public sur les seuils d'exemption a-t-il été poussé chez nos partenaires aussi loin qu'en France ? Il serait regrettable que notre pays, apparemment plus sensible que les autres aux problèmes posés par la dissémination de substances radioactives, soit par là même le plus pénalisé tant au niveau de ses pratiques quotidiennes que de l'état de l'opinion. Il s'agit là d'une question politique d'importance, à laquelle je consacrerai la vigilance, le temps et l'énergie qui seront nécessaires pendant l'année 1996 et au delà s'il le faut.

²⁸ Ou tout au moins qui *mettent en évidence* des substances intéressant la radioprotection.

La politique des déchets TFA, sous l'impulsion décisive de la DSIN, a accompli ces deux dernières années des avancées tout à fait significatives. Il apparaît aujourd'hui que les langages se sont accordés (ce qui ne veut pas dire que les protagonistes sont d'accord sur tout...) et que les concepts sont pour la plupart clarifiés, sous les réserves que j'ai développées auparavant.

Il est aujourd'hui essentiel de progresser rapidement sur des objectifs plus concrets : structure et contenu des études d'impact, sens et portée de la mesure, résolution de difficultés ponctuelles en matières de déchets diffus, renforcement de la présence auprès des producteurs « non nucléaires », maîtrise des dérives européennes potentielles, etc. Les difficultés sont sérieuses mais pas insurmontables. Le rythme ne doit pas faiblir, et l'histoire récente nous montre que la lenteur est une pente facile : n'a-t-on vraiment pas progressé d'un pouce depuis une réunion que la SFRP consacrait en 1991 aux déchets TFA, avec les mêmes questions (ouverture européenne, déchets diffus...) ?

Il est également essentiel de franchir une étape dans le développement des relations entre les représentants associatifs et le système traditionnel. L'industrie nucléaire se veut être un champion de l'innovation... D'accord mais pas seulement dans le domaine scientifique et technique. Dans les strictes limites de mes fonctions, je suis prêt à accompagner cette démarche conforme à l'intérêt de la nation.

CHAPITRE III

LA GESTION DES RESIDUS ISSUS DE L'EXTRACTION ET DU TRAITEMENT DES MINERAIS D'URANIUM

Quarante années d'extraction de minerai en France. Un peu plus de 200 chantiers miniers sur 170 sites principaux d'extraction couvrant des superficies qui s'étagent de 1 à 100 hectares. 33 stockages de résidus de traitement regroupés en 22 sites dont la surface unitaire varie entre 1 et 82 hectares. 50 millions de tonnes de résidus, qui contiennent des radioéléments à vie longue comme le thorium 230 (75 000 ans) et le radium 226 (1600 ans). Ces quelques chiffres ne prétendent pas donner une vue complète des problèmes posés par la gestion des résidus miniers. Ils n'ont d'autre but que de camper le paysage et situer les lieux de débat et (parfois) de conflit.

Si l'Office parlementaire a été amené à examiner cette année la gestion des résidus miniers d'uranium, c'est bien du fait d'une « pression sociale » qui, montant depuis plusieurs années, a pris désormais une ampleur telle qu'une mobilisation de nature politique s'avérait nécessaire.

L'accélération par COGEMA de la fermeture des installations minières et des usines de traitement associées, la perspective d'un arrêt prochain — d'ici quelques années — de toute la production d'uranium à partir du sous-sol national, ont renforcé la sensibilité générale aux « restes » de toute nature, dont la présence est d'autant moins bien tolérée que l'activité qui les a générés a disparu. La presse nationale a donné relativement peu d'écho à ces controverses (à l'exception des impacts économiques des décisions prises par COGEMA), mais la presse régionale et locale a retracé fidèlement la montée des oppositions et la cristallisation des inquiétudes. On ne pourra pas au demeurant accuser les opposants au nucléaire de s'être emparés du dossier en cherchant à provoquer « l'occlusion intestinale » du nucléaire : COGEMA ne produira plus d'uranium en France certes, mais les réacteurs français n'en continueront pas moins d'être alimentés par de l'uranium étranger, moins cher dans les conditions économiques actuelles.

Les résidus de l'extraction minière et du traitement de l'uranium cumulent trois handicaps : 1/ ce sont des déchets ; 2/ ils sont issus du secteur nucléaire ; 3/ leur durée de vie radioactive en fait une menace potentielle pendant plusieurs siècles. Circonstance

atténuante cependant : leur radioactivité massique est faible, comparable à celle des déchets TFA évoqués ailleurs dans ce rapport.

C'est ce mélange subtil de faible danger intrinsèque, de volumes importants et de durée de vie plus que centenaire ou millénaire qui fait la spécificité des résidus miniers. Cette spécificité complique la tâche des ingénieurs chargés de définir les meilleures techniques disponibles ; elle complique également la tâche de l'administration chargée de contrôler l'exploitant et de protéger les intérêts de la population et de l'environnement ; elle impose que les attentes du public et des associations soient mieux intégrées aux processus habituels de décision.

A cet égard, l'impression générale que je retiens de mes nombreux déplacements, en France et à l'étranger, est que si la maîtrise des risques sanitaires semble devoir être convenablement assurée à moyen terme, l'acceptabilité des solutions retenues requiert de plus amples efforts partagés.

A. LA MAITRISE A MOYEN TERME DES RISQUES SANITAIRES SEMBLE DEVOIR ETRE CONVENABLEMENT ASSUREE

En tant que rapporteur pour l'Office parlementaire, je précise une fois encore que, en portant ce jugement au fort contenu technique, je ne prétends pas assurer des fonctions de contrôle et d'évaluation qui ne sont pas les miennes. Je ne fais qu'exprimer une conviction, acquise après de nombreux entretiens et plusieurs missions, qui s'appuie sur les avis multiples — venant au demeurant d'horizons variés — dont la relative convergence emporte l'adhésion.

La détermination exacte de l'impact sanitaire des résidus semble soulever quelques difficultés pratiques. Cependant la similarité des réponses apportées par les exploitants pour la gestion de leurs divers résidus dénote une certaine confiance dans les dispositions techniques qu'il convient de prendre.

1. L'EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE DES RESIDUS APPARAÎT SOULEVER DES DIFFICULTES GENANTES

1.1 L'extraction et le traitement de l'uranium génèrent des résidus variés

L'activité d'extraction peut prendre deux formes : celle, traditionnelle, d'une mine à ciel ouvert (MCO) ou en travaux souterrains (MTS) ; celle, moins fréquente, d'une installation de lixiviation *in situ*.

1.1.1 Les mines génèrent des stériles... et du radon

L'écorce terrestre contient en moyenne trois grammes d'uranium par tonne. A l'état massif pur, c'est un métal gris, dur, très dense. Mais dans la nature, où il est assez répandu, on le trouve seulement sous forme de minéraux complexes, souvent noirs (pechblende), jaune (autunite), vert (chalcocite), orange (gummite)... Il se rencontre

aussi bien dans les terrains granitiques que dans les terrains sédimentaires. Ainsi en France on peut trouver des concentrations uranifères dans les zones suivantes :

- massifs anciens : Massif armoricain (Vendée) et Massif central (Limousin, Millevaches, Marche, Forez, Morvan) ;
- bassins sédimentaires proches de ces massifs : bassin de Lodève, bassin aquitain (Coutras), bassins d'effondrement de Gouzon, Saint Pierre du Cantal, etc.

Les accumulations de quantités exploitables d'uranium sont assez rares : la prospection est un travail de longue haleine. Elle repose sur la détection de la radioactivité associée au minerai (« anomalies » radioactives). En général l'accumulation d'uranium résulte de l'action successive de :

- divers phénomènes chimiques entraînant la mise en solution dans les eaux souterraines de l'uranium contenu dans certains types de roches (par exemple le granite) ;
- la circulation des eaux souterraines, parfois sur de très longues distances ;
- le dépôt dans un nouveau milieu de cet uranium dissous, du fait de conditions chimiques favorables.

Lorsque la concentration de minerai est suffisamment proche de la surface, on peut envisager une exploitation à ciel ouvert. L'art du mineur consiste alors à déterminer, compte tenu de la conformation du gisement, de la qualité des roches et de l'état de la technique disponible, le meilleur compromis entre l'accès le plus direct au minerai, la sécurité minière, la circulation des engins lourds de manutention, etc.

J'ai visité en juin 1995 la MCO du Bernardan (Haute Vienne), exploitée par la Société des Mines de Jouac, filiale de COGEMA. Appartenant à la concession minière de Mailhac sur Benaize, d'une superficie de 97 km², le gisement du Bernardan se situe sur la bordure nord-ouest du Massif central (entre les villes de Limoges, Poitiers et Châteauroux). Son âge géologique est estimé à 170 millions d'années. Sa teneur moyenne de 5,7 kg d'uranium par tonne de minerai et ses 8000 tonnes de réserves en uranium métal en font l'un des plus importants gisements français. La MCO en elle même procède d'un vaste entonnoir dont la surface au sol est d'environ 6,9 hectares et la profondeur d'environ 115 m. Une piste s'enroule autour de cet entonnoir, qui a nécessité l'extraction de 6,2 millions de tonnes de roches pour une production de 1900 tonnes d'uranium métal. La mine a été exploitée de 1978 à 1987.

Selon le volume, la teneur du gisement et les conditions économiques du moment, les excavations peuvent être beaucoup plus importantes. En terrains sédimentaires, j'ai pu visiter des installations minières auprès desquelles le Bernardan fait presque figure d'installation expérimentale :

- en Thuringe orientale (Allemagne), la MCO de Lichtenberg a été exploitée de 1958 à 1977 ; elle atteint une profondeur maximale de plus de 240 mètres, entraînant la manipulation de 160 millions de m³ de roches extraits par couches

d'environ 10 m d'épaisseur ; des bouleaux, arbres appréciant particulièrement les terrains acides, peuplent désormais les « gradins » constituant les parois de la mine ;

- au Wyoming, la mine de Lucky Mac a été découverte en 1953 et exploitée à partir de 1954 ; l'extraction s'est arrêtée en 1988 après la manipulation de 218 millions de m³ de terrains ;
- au Wyoming également, la mine de Shirley Basin a été exploitée d'abord en travaux souterrains (1959-1964) ; cette solution a été abandonnée en 1964 du fait de la trop grande instabilité des terrains, au profit de la technique de lixiviation *in situ* qui sera présentée ci-dessous ; en 1969 l'exploitant décide de réaliser une MCO ; au total 238 millions de m³ ont été déplacés sur le site.

La comparaison entre le sort de Lucky Mac et de Shirley Basin est instructive. Les deux sites ont recueilli au fil des temps géologiques les particules arrachées par l'érosion à un massif granitique proche, qui répond d'ailleurs fort logiquement à la dénomination de *Granite Mountains*. Le site de Lucky Mac est très proche de ce massif (quelques kilomètres à peine), ce qui a limité l'action de l'érosion sur ces particules sédimentaires. Leur caractère assez anguleux favorise une bonne tenue des terrains. Au contraire, à Shirley Basin, l'éloignement du massif granitique est d'environ 65 km au minimum. Les particules sédimentaires ont ainsi été soumises à une action de polissage plus importante tout au long du trajet qui les a menées vers le bassin de sédimentation. Les matériaux accumulés étaient alors beaucoup moins stables, ce qui a causé les difficultés constatées dès le début des travaux dans la MTS et la réorientation vers une exploitation à ciel ouvert.

Dans le cas d'une exploitation en MCO, le tonnage des stériles par rapport au tonnage total extrait peut atteindre 90% voire 95%. Cette proportion est naturellement plus réduite pour une exploitation souterraine : 40% à 50% environ.

Dans une telle exploitation, on n'extrait évidemment en sus du minerai que les matériaux occupant l'emplacement des galeries nécessaires pour accéder aux formations uranifères. La recherche du meilleur compromis (*cf. supra*) conduit à creuser des descenderies pentées à environ 15% : une descenderie principale conduit à proximité des formations uranifères, des descenderies secondaires s'en éloignent pour se diriger vers chaque formation. Au Bernardan, une mine souterraine a pris le relais de la MCO évoquée dans les paragraphes précédents. Le gisement a été découvert en 1980, son exploitation a commencé en septembre 1983 et la production en novembre 1985. Le gisement est formé d'une dizaine de « colonnes » minéralisées ; leur taille est très variable avec des sections horizontales allant de 50 à 1000 m², sur une hauteur de plus de 700 mètres. L'exploitation est actuellement au niveau -400 m environ ; des points positifs de prospection ont été repérés vers 600-650 m de profondeur. Deux méthodes d'abattage à l'explosif sont utilisées :

- la *méthode descendant sous remblai cimenté* consiste, à partir d'une descenderie secondaire serpentant autour d'une colonne, à entrer dans le minerai à la hauteur jugée la plus propice, à découper une section puis à remplir le vide par

du béton ; le rendement au poste est assez faible et le coût du béton incite COGEMA à rechercher diverses améliorations (diminution du nombre d'allées remblayées, nature du ciment...) en collaboration avec l'École des Mines ;

- la *méthode de soutirage* consiste à vider par le bas certaines minéralisations ayant une configuration particulière (10 m de diamètre, 20 mètres de hauteur environ) ; cette opération délicate (effondrement de la colonne) nécessite l'emploi de matériel télécommandé pour vider la colonne abattue.

La première méthode est meilleure que la seconde car elle garantit une plus grande propreté du minerai ⁽¹⁾ et elle permet une meilleure récupération des matières, ce qui est important lorsqu'on travaille dans du minerai à 5‰ ou 7‰. Le minerai est remonté au jour avec des camions de 20 à 30 tonnes de charge utile. En 1995, le rythme de production conduisait à remonter 400 à 500 tonnes par jour. 60 000 tonnes de minerai sont extraites chaque année, accompagnées de 40 000 tonnes de stériles.

Les stériles ne sont pas nécessairement dépourvus de tout élément radioactif. D'une part les roches ou sédiments peuvent receler des concentrations résiduelles en uranium ou éléments radioactifs associés ; au Bernardan par exemple, les zones de forte concentration sont fréquemment interconnectées par des zones à plus faible teneur, ou comme l'indique COGEMA dans un document technique qui m'a été communiqué, "*par de simples « fumées » le long du réseau structural.*" D'autre part la méthode d'abattage à l'explosif entraîne nécessairement un certain mélange entre des blocs de matériaux qui relèveraient normalement d'un traitement mais se retrouvent « égarés » parmi les blocs de stériles ; il est de l'intérêt de l'exploitant de limiter au maximum de ce genre de pertes, mais la perfection est évidemment impossible. D'où parfois ces découvertes de blocs à forte teneur dans les verses à stériles, qui ont conduit à jeter l'opprobre sur l'exploitant de façon peut-être un peu rapide...

Il ne faut pas négliger non plus les eaux d'exhaure, qui proviennent du pompage des eaux souterraines circulant dans les galeries de mine. Celles-ci fonctionnent en effet comme des drains extrêmement efficaces : l'exploitation minière, souterraine ou à ciel ouvert, exige d'abaisser localement le niveau des nappes phréatiques. Les eaux d'exhaure sont chargées d'éléments chimiques divers car elles recueillent les produits des réactions d'oxydation qui peuvent se développer lorsque les matériaux des roches sont placés au contact de l'oxygène de l'air. L'ensemble des réactions induites peut solubiliser des éléments normalement insolubles. Dans les mines d'uranium comme dans les mines autres, les eaux d'exhaure doivent être traitées par l'exploitant. Leur qualité est soumise au contrôle de l'administration compétente.

Par ailleurs le radon est également un sous-produit non négligeable de l'extraction minière. Dans un document publié en 1991 à l'occasion des investigations de la Commission DESGRAUPES, COGEMA indique par exemple que "*Dans mille tonnes de minerai à 3 kg d'uranium par tonne, on trouve un gramme de radium et 0,7 mm³ de radon qui se dégage lorsque l'on remue cette tonne de minerai.*" Cette phrase n'est pas vraiment très claire : faut-il 1000 tonnes ou 1 tonne pour dégager 0,7 mm³ de radon ?

¹ Elle évite en particulier de polluer du minerai riche par du minerai pauvre.

De plus c'est la première fois que je vois exprimée en mm^3 une grandeur relative à un radioélément, même gazeux... Il faut se tourner vers les rapports de l'UNSCEAR pour avoir des indications quantitatives plus affirmées. Le radon est le principal « effluent » provenant de l'activité minière. Dans son rapport 1988, l'UNSCEAR estimait que les relâchements de radon, normalisés par le tonnage d'oxyde d'uranium contenu dans le minerai extrait s'élevait à 100 GBq.t^{-1} en moyenne. Normalisés par la quantité d'électricité produite en aval, ils s'élevaient à environ $20 \text{ TBq par GW et par an}$ ($\text{TBq.GW}^{-1}.\text{an}^{-1}$).

Ces estimations ont été pratiquement quadruplées dans le rapport 1993. L'UNSCEAR a complété ses sources d'information, en particulier avec des données canadiennes, allemandes et australiennes. Les relâchements de radon sont désormais estimés à 300 GBq.t^{-1} d' U_3O_8 extrait en moyenne (assortie d'une forte variabilité puisque la fourchette s'étale de 1 GBq.t^{-1} à 2000 GBq.t^{-1}) et à $75 \text{ TBq.GW}^{-1}.\text{an}^{-1}$ en moyenne si on les rapporte à l'électricité produite. Comme les précédentes, ces valeurs ne concernent que l'activité d'extraction proprement dite et non les relâchements ultérieurs du fait de la présence à l'air libre des stériles divers.

1.1.2 Les installations de traitement génèrent des blocs, des sables et des boues

L'extraction de l'uranium hors du minerai repose toujours sur la dissolution de l'uranium par attaque chimique (solutions acides la plupart du temps). Selon la teneur du minerai deux méthodes sont employées : la lixiviation en tas ou la lixiviation dynamique.

1. Les faibles teneurs (0,15‰ à 0,6‰) justifient d'une lixiviation en tas : le minerai est concassé en blocs calibrés ou non, entassé sur une aire dont le sol a été rendu étanche, et arrosé par la solution acide. Celle-ci percole à travers les blocs pour être recueillie par le système de drainage. Elle peut ensuite soit être dirigée à nouveau vers les tas de lixiviation, de façon à augmenter la concentration en uranium, soit être dirigée vers les dispositifs de traitement. Les résidus *in fine* sont constitués de ces blocs lixiviés ; leur volume est égal à celui du minerai initial.

2. Les plus fortes teneurs (0,6‰ à 1% et plus) justifient d'une installation plus sophistiquée, conduisant à une lixiviation dynamique. Le minerai est concassé puis broyé jusqu'à une granulométrie de 0,5 mm au maximum. Il est ensuite mélangé à de l'eau pour former une pulpe. L'extraction de l'uranium elle même se fait par attaque acide en milieu oxydant ⁽²⁾, à une température de 60-65°C environ :

- dans la nature l'uranium existe lié à l'oxygène sous deux formes complexes dont l'une (UO_3) est soluble, l'autre (UO_2) est insoluble ⁽³⁾ ; pour améliorer le rendement de l'extraction, il convient de transformer le maximum de ce composé insoluble en composé soluble : c'est l'objet du traitement oxydant ;
- l'acide dissout l'uranium soluble ;

² Il est également possible d'utiliser une solution ammoniacquée, mais le rendement de l'extraction est généralement inférieur à celui de l'attaque acide.

³ Le composé que l'on appelle traditionnellement U_3O_8 est en fait un mélange (UO_4 , UO_3 , UO_2).

Les liqueurs contenant l'uranium sont alors séparées des résidus solides par une filtration :

- les résidus sont dirigés vers un stockage après neutralisation ; parfois ces résidus sont séparés selon leur granulométrie : les sables peuvent être utilisés pour le remblayage des mines, les particules fines sont stockées ;
- les liqueurs sont traitées de façon à séparer sélectivement l'uranium des autres éléments (fer, aluminium, silice, arsenic... selon la nature du minerai) qui doivent être considérés comme des impuretés et dont la présence ruine la qualité du produit final ; la solution aqueuse issue de ce traitement n'est plus chargée que d'uranium.

Il ne reste plus qu'à précipiter celui-ci avec de l'ammoniaque pour obtenir le diuranate d'ammonium, ou de la magnésie pour obtenir de l'uranate de magnésium, ces deux composés étant mieux connus sous le nom de *yellow cake*. Ils renferment environ 75% d'uranium. Par ailleurs l'eau résiduelle subit un traitement destiné à réduire son acidité et à éliminer le radium dissous. Les boues résultant du traitement des eaux sont mélangées aux résidus solides précédemment isolés ; l'ensemble est déposé sur une zone de stockage. Les effluents traités sont rejetés dans le milieu naturel.

Le bilan matières de l'usine associée à la mine du Bernardan montre que pour 1 tonne de minerai (contenant donc 5 kg d'uranium environ), il faut utiliser 2 tonnes d'eau, 130 kg d'acide sulfurique (attaque acide) et 53 kg de chaux (neutralisation de l'acidité résiduelle). Le produit fini (*yellow cake*) a une masse de 6,7 kg ; il est accompagné de 3 tonnes de déchets : 2 tonnes d'effluents liquides et 1 tonne de résidus de traitement, qui contiennent 75 à 100 grammes d'uranium ayant échappé à l'opération. Ces résidus solides sont composés de gypse à hauteur de 96% (produit de la neutralisation de l'acide sulfurique excédentaire par la chaux) et de divers hydroxydes de fer (à hauteur de 4%) qui leur donnent une couleur rouge brique caractéristique. La teneur en eau est de 40% environ, ce qui conjugué à une fine granulométrie, confère aux résidus un aspect pâteux et permet d'utiliser un système de tuyauteries et de pompage pour les déverser vers le site de stockage.

En Afrique du Sud l'uranium est considéré comme un sous-produit de la production aurifère. J'ai eu le privilège de visiter l'usine associée à la mine de *Western Areas Gold Mining Ltd.*, société minière filiale du conglomérat JCI. Les installations d'extraction de l'uranium sont situées en aval des installations de l'or. Elles reçoivent ainsi directement la pulpe aqueuse chargée d'uranium qui doit subir l'attaque acide. Le procédé est identique à celui utilisé en France, mais les résidus solides sont dirigés vers une installation de récupération des pyrites au lieu d'être stockés en l'état.

1.2.3 La lixiviation in situ ne génère que très peu de résidus solides

Si la configuration géologique des sols est favorable, on peut éviter d'extraire du sol les matériaux uranifères : la solution acide destinée à dissoudre l'uranium est injectée directement dans le sol puis récupérée une fois chargée en uranium. Le minerai est ainsi lixivié *in situ*.

Cette méthode n'est possible que pour des formations sédimentaires, dans le cas où des couches perméables uranifères (généralement des grès) sont placées entre deux couches imperméables. Un réseau de puits d'injection et de pompage assure la circulation de la solution acide sur l'ensemble de la parcelle. J'ai visité les sites d'Irigaray et Christensen, dans le nord-est du Wyoming, exploités par PATHFINDER qui est une filiale américaine de COGEMA. Ces deux sites voisins sont situés dans le bassin de la Powder River. La configuration générale des sites est celle d'un « système fluvial » souterrain dans lequel une alternance de 4-5 couches perméables/imperméables est légèrement inclinée dans la direction du Nord. 12 000 puits ont été creusés sur l'ensemble de ces deux sites, dont seul Christensen reste en exploitation aujourd'hui.

Dans une phase préliminaire, l'exploitant entreprend le forage des puits : le tubage en plastique est placé dans une matrice en ciment, pour une durée de vie normalement calculée de 20 ans environ. La durée d'exploitation d'un puits est de 3 ans environ ; il y a donc peu de chance d'observer une détérioration due au vieillissement des matériaux et de la structure des puits. L'un des objectifs imposés par l'autorité de sûreté (la NRC) est en effet d'éviter tout risque de fuite hors du champ d'exploitation. Les puits restent en place après l'exploitation.

Dans la première phase d'exploitation, les couches sédimentaires à lixivier subissent un pré-conditionnement. Il s'agit de mettre en place les conditions chimiques propres au bon déroulement de la lixiviation. Les opérations consistent essentiellement à ajuster le pH (acidité) du sol et à éliminer les espèces chimiques susceptibles de précipiter (ions calcium Ca^{2+} ...). Cette phase dure 1 à 3 semaines.

La lixiviation proprement dite dure 2 à 3 ans. L'exploitant commence par injecter des solutions oxygénées (de façon à augmenter la proportion d'uranium soluble : cf. *supra*) puis les produits lixivants proprement dits. Le débit d'un puits est d'environ 2-4 m³/heure au Wyoming ; la plus grande perméabilité des terrains sur les sites exploités au Texas permet d'y porter cette valeur à 10-15 m³/heure. Il faut donc plus de puits et plus de temps pour extraire la même quantité d'uranium dans le Wyoming.

Le procédé a une excellente sélectivité vis-à-vis de l'uranium. Il permet de récupérer environ 65% de l'uranium contenu dans le sol. Il subsiste cependant de faibles quantités d'impuretés. On relevait par exemple une concentration de 12,5 mg/l de vanadium dans les solutions extraites de l'unité n°5 à Irigaray ; du vanadium est également présent sur le site de Christensen ; il est précipité dans 4 filtres à sac changés deux fois par jour ; les débits de dose au contact de ces filtres varient entre 0 et une bonne dizaine de $\mu\text{Rg}/\text{heure}$. De même la concentration en radium dissous dans les solutions lixiviantes augmente au fur et à mesure de l'extraction, de 500 pCi/l ($\approx 20 \text{ Bq/l}$) au début jusque vers 2000 pCi/l ($\approx 80 \text{ Bq/l}$) en fin de vie des puits ; en effet les solutions circulent en circuit fermé ⁽⁴⁾.

⁴ A l'exception d'une légère purge permanente pratiquée de façon à maintenir le champ d'exploitation en dépression et limiter ainsi la pollution extérieure des couches géologiques. La purge représente environ 1% du flux sur une base continue mais peut atteindre 5% dans certaines conditions (soit 3 à 15 gallons par minute pour un flux global de 3000 gpm en moyenne).

Les solutions sont traitées par passage dans des résines échangeuses d'ions afin de fixer l'uranium. Ces résines sont confinées et maintenues sous pression afin d'éviter les relâchements de gaz (O_2 , CO_2 , radon...). En effet le climat rigoureux du Wyoming amène les exploitants à abriter leurs installations dans des bâtiments fermés, où tout relâchement de gaz serait délicat à gérer. L'uranium fixé dans les résines est ensuite traité par élution : la circulation d'une solution de sel et de soude dans la résine extrait l'uranium et la résine est ainsi régénérée. L'éluant enrichi en uranium passe ensuite dans les circuits qui aboutissent à la formation du *yellow cake*.

Les résidus solides représentent un volume très limité en phase d'exploitation (moins de 40 m^3 par an) ; les volumes seront plus importants à la fermeture définitive des sites : COGEMA m'a indiqué une valeur de 2500 m^3 au maximum, fondée sur un niveau minimal de décontamination et une libération de certains matériaux comme non radioactifs. Ces déchets solides incluent bien sûr les matériels et équipements contaminés (tuyauteries, vannes, cuves d'instrumentation, pompes, réservoirs divers...), les résines usagées... ainsi que les boues de process dont la majeure partie est récupérée dans des bassins d'évaporation.

En effet la majeure partie des matières circulant sur le site sont des liquides. La majeure partie des déchets à gérer est également sous forme liquide : la purge permanente du dispositif d'extraction, les saumures diverses issues de l'élution... Certains exploitants (comme *Power Resources* dans le Wyoming) ont reçu l'autorisation d'évacuer (après traitement) vers des structures d'irrigation les purges de lixiviation ou les flux venant de la réhabilitation des champs épuisés. Seul le Texas autorise l'injection de certaines saumures dans des couches géologiques profondes. Pour les sites d'Irigaray et Christensen, le déversement dans le réseau des eaux de surface n'est autorisé que pour les liquides « propres » provenant du processus de réhabilitation. Les autres liquides sont dirigés vers des bassins d'évaporation. Les saumures étant saturées en sel, ces bassins se remplissent rapidement de boues diverses et doivent être curés régulièrement.

A chaque méthode ses résidus. La lixiviation *in situ* ayant été peu utilisée en France, je souhaite concentrer désormais mon propos sur les activités d'extraction minière et de traitement « classique » du minerai.

1.2 L'impact sanitaire des résidus miniers est difficile à évaluer

1.2.1 Les résidus sont la principale source artificielle d'exposition aux rayonnements due à l'utilisation de l'énergie nucléaire

Plusieurs corps participent au risque d'exposition. En subissant des désintégrations radioactives, l'uranium donne naissance à des produits dits « de filiation » (ou « descendants ») qui sont eux mêmes radioactifs, jusqu'à un élément qui, en bout de chaîne, est stable. L'uranium naturel est composé de trois isotopes, selon la répartition suivante (en masse) : $99,2834238\%$ d' U_{238} , $0,7111683\%$ d' U_{235} et $0,0054079\%$ d' U_{234} . La chaîne de désintégration de l'uranium 238 comprend 14 éléments, le bout de chaîne étant le plomb 210. La chaîne de l'uranium 235 comprend 11 éléments et s'achève sur le plomb 207, élément stable. Parmi les radioéléments présents dans le minerai, deux sont sous forme gazeuse : le radon 222 pour la chaîne de l' U_{238} , le radon 219 pour la chaîne

de l' U_{235} . Enfin les minerais d'uranium renferment également du thorium 232, qui génère lui aussi une chaîne de désintégration radioactive (à laquelle appartiennent en particulier le radium 228 et le radon 220).

Chaîne de l' U_{238}

ÉLÉMENT	MODE	PÉRIODE
Uranium 238	α	4,5 milliards ans
Thorium 234	β	24 jours
Protactinium 234	β	1,2 minute
Uranium 234	α	250 000 ans
Thorium 230	α	75 000 ans
Radium 226	α	1600 ans
Radon 222	α	3,8 jours
Polonium 218	α	3 minutes
Plomb 214	β	27 minutes
Bismuth 214	β	20 minutes
Polonium 214	α	0,16 millisecondes
Plomb 210	β	22,3 ans
Bismuth 210	β	5 jours
Polonium 210	α	138,5 jours
Plomb 206		stable

Chaîne de l' U_{235}

ÉLÉMENT	MODE	PÉRIODE
Uranium 235	α	710 millions ans
Thorium 231	β	25,6 heures
Protactinium 231	α	33 000 ans
Actinium 227	β	21,8 ans
Thorium 227	α	18,7 jours
Radium 223	α	11,4 jours
Radon 219	α	3,9 secondes
Polonium 215	α	1,8 millisecondes
Plomb 211	β	36 minutes
Bismuth 211	α	2,2 minutes
Thallium 207	β	4,8 minutes
Plomb 207		stable

(* mode : mode de désintégration)

Dans la nature, l'uranium naturel est présent avec tous les descendants de chacune de ses chaînes. La période de demi-vie des éléments situés en tête de chaîne étant très importante (4,5 milliards d'années pour l' U_{238} , 700 millions d'années pour l' U_{235}), il s'établit au fil du temps un « équilibre radioactif », situation où, pour chaque radioélément de la chaîne, il se crée autant d'atomes par la désintégration du radioélément précédent qu'il n'en est détruit par la désintégration qui donne naissance au radioélément suivant. Dans ces conditions les activités de tous les éléments d'une même chaîne sont égales :

- l'activité d'un radionucléide de la chaîne de l' U_{238} est égale à 12 347 Bq.g⁻¹ ;
- l'activité d'un radionucléide de la chaîne de l' U_{235} est égale à 569 Bq.g⁻¹ ;

La chaîne de l' U_{238} comprenant 14 radionucléides et la chaîne de l' U_{235} comprenant 11 radionucléides, l'activité totale de l'uranium dans la nature est égale à $14 \times 12347 + 11 \times 569$, soit 179 107 Bq par gramme d'uranium contenu. On peut ainsi à partir de simples multiplications dresser un tableau permettant de visualiser rapidement l'activité de quelques matériaux en fonction de leur teneur en uranium (voir page suivante).

Dans les résidus, il ne subsiste plus que les radionucléides non extraits par le traitement. Par ailleurs la courte période de demi-vie des deux premiers descendants de l' U_{238} (thorium 234 : 24 jours et protactinium 234 : 1,2 minute) entraîne leur disparition précoce et fait que la radioactivité de la chaîne de l' U_{238} est gouvernée après une centaine de jours par l'activité du premier descendant à vie longue, à savoir le thorium 230 (durée de demi-vie : 75 000 ans). De même, pour la chaîne de l' U_{235} , le descendant immédiat de l' U_{235} disparaît après quelques multiples de sa période de demi-vie (thorium 231 : 25,6 heures) ; la radioactivité de la chaîne est ensuite gouvernée par

le premier descendant à vie longue, qui est le protactinium 231 (durée de demi-vie = 33 000 ans). Au total, 4 éléments de la chaîne de l' U_{238} et 2 éléments de la chaîne de l' U_{235} ont disparu. En supposant un rendement d'extraction de 100%, l'activité totale a donc été diminuée de $4 \times$ activité de l' U_{238} + $2 \times$ activité de l' U_{235} , soit environ 50 520 Bq par gramme d'U contenu.

Radioactivité naturelle des minerais d'uranium et autres matériaux

Teneur (g.t ⁻¹)	Activité massique totale (Bq.g ⁻¹)	Activité massique du Ra ₂₂₆ (Bq.g ⁻¹)
Granites uranifères		
1	0,18	0,012
10	1,8	0,12
15	2,7	0,18
20	3,6	0,25
30	5,4	0,37
50	9	0,61
100	18	1,2
Minerais		
300	54	3,7
500	90	6,2
1000	179	12,3
5000	895	61,5
10000 (teneur = 1%)	1791	123
teneur = 10% (Canada)	17910	1234
teneur = 15% (Canada)	26865	1851
teneur = 20% (Canada)	35820	2468

Source : COGEMA, *La radioactivité naturelle des minerais d'uranium, de leur environnement géologique et des résidus de traitement de minerai*, avril 1995
(note préparée à l'intention de l'Office parlementaire)

L'activité subsistant dans les résidus une fois l'équilibre radioactif rétabli est ainsi de 128 590 Bq par gramme d'U contenu à l'origine, soit 72% environ de la radioactivité initiale. Dans la pratique la radioactivité réelle est légèrement supérieure car le rendement de l'extraction n'est jamais égal à 100% : il subsiste donc une faible activité due à l' U_{238} et ses deux premiers descendants ainsi qu'à l' U_{235} résiduel et son premier descendant.

Dans ses rapports à l'Assemblée générale des Nations Unies ⁽⁵⁾, l'UNSCEAR établit périodiquement un bilan des sources d'exposition auxquelles sont soumises les populations. Au sein de l'exposition due à l'ensemble des activités occasionnées par la production d'électricité, celle qui est due aux résidus miniers occupe une place privilégiée. Les radioéléments contenus dans les résidus sont susceptibles d'avoir un impact sur la population selon les trois voies d'exposition traditionnelles :

- exposition externe par rayonnement γ : elle est due au bismut 214 (chaîne de l' U_{238}) à hauteur de 85% ;

⁵ Voir par ailleurs dans ce rapport le chapitre consacré à la révision des normes de radioprotection.

- exposition interne par inhalation : le principal contributeur est le radon 222 ou plus exactement ses descendants à vie courte (Pb_{214} et Bi_{214} essentiellement) ; ceux-ci, sous forme solide, se fixent sur les poussières et aérosols et peuvent être déposés avec eux dans les bronches et les poumons ; par ailleurs les particules fines composant une partie des résidus peuvent être mises en suspension dans l'air ;
- exposition interne par ingestion : les éléments les plus pertinents pour évaluer le risque radiologique sont les concentrations en uranium et en radium 226 solubles.

L'évaluation du risque sanitaire causé par les résidus de toutes sortes commence par l'évaluation du « terme source », c'est-à-dire des caractéristiques radiologiques pertinentes relatives à la source du rayonnement. Pour l'exposition externe, il m'a été difficile de trouver dans la littérature variée que j'ai pu avoir à ma disposition des indications détaillées sur les débits de dose dus aux divers résidus. Un document de l'IPSN relatif aux résidus de l'usine SIMO de l'Écarpière (Vendée) ⁽⁶⁾ mentionne un débit de dose de $1,5 \mu\text{Gy.h}^{-1}$ à une distance de 1,5 m des résidus. Il mentionne également le calcul théorique d'un débit de dose près d'une masse semi-infinie de résidus SIMO secs, égal à $9 \mu\text{Sv.h}^{-1}$, utilisé pour des évaluations pratiquées par ailleurs dans le rapport.

L'exposition due au radon est la composante principale de l'exposition totale du fait de l'extraction et du traitement du minerai. L'UNSCEAR lui accorde une place privilégiée dans ses rapports. La grandeur radiologique pertinente est le flux de radon : activité radon émise par le matériau pour une surface de 1 m^2 pendant 1 seconde. Peu de renseignements sont disponibles sur les émanations radon dues aux « stériles » de mines. Dans son rapport 1988, l'UNSCEAR estime que l'on peut retenir une valeur « largement applicable » de $10 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ pour du minerai à 0,2% de teneur, à partir de données provenant des États-Unis et d'Australie.

Pour un résidu « frais » ⁽⁷⁾, le flux de radon dépend de la concentration en radium 226, précurseur immédiat du radon dans la chaîne de désintégration. Des mesures effectuées sur des stocks de résidus « frais » montrent que le flux de radon est d'environ $1 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ pour 1 Bq.g^{-1} de radium 226 contenu. Par ailleurs un minerai de teneur 1% en uranium contient environ 100 Bq.g^{-1} de radium 226. Pour un minerai de teneur en uranium égale à 0,2% (moyenne mondiale), le flux moyen de radon à partir des résidus « frais » serait donc de $20 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Sur la base d'informations communiquées par l'Australie, l'ex-RDA, le Canada et l'Argentine, l'UNSCEAR donne également une valeur de $10 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, compatible avec l'estimation précédente.

La protection radiologique contre les effets des résidus passe par la réduction du flux de radon qui s'en échappe. Sur la base d'études conduites sous l'égide de l'Agence pour l'Énergie nucléaire de l'OCDE, l'UNSCEAR estime que ce flux de radon pourrait

⁶ A.M. CHAPUIS, D. HARISTOY, *Avis de l'IPSN sur la demande d'extension d'autorisation pour le conditionnement et le stockage des résidus RHONK-POULENC présentée par l'usine SIMO de l'Écarpière*, IPSN/91/1869, septembre 1991.

⁷ C'est-à-dire alimenté en continu à partir d'usines de traitement en activité.

être réduit par des facteurs allant jusqu'à 10^6 , selon les travaux effectués et le contexte local. Le Comité retient une valeur moyenne de $3 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ après réaménagement. C'est à partir de cette valeur qu'est calculée l'estimation présentée dans l'une des lignes du tableau ci-dessous.

L'UNSCEAR a également procédé à l'évaluation d'un impact global des résidus miniers. L'indicateur utilisé est une exposition normalisée rapportant la dose collective reçue par le public à la quantité d'électricité produite (exprimée en GW) en une année. L'UNSCEAR distingue les composantes locales et régionales de l'exposition, reçues par les personnes du public situées au plus près des activités concernées, et la composante globale résultant de la dispersion des radionucléides du fait de certaines opérations, au premier rang desquelles l'élimination des déchets et résidus de toute sorte. Les doses sont estimées pour une durée totale de 10 000 ans car les incertitudes deviennent trop importantes au-delà.

**Doses collectives normalisées reçues par le public
du fait de la production d'électricité nucléaire**

SOURCE	DOSE NORMALISÉE (b)
Composantes locale et régionale	
Extraction, traitement, résidus	1,5
Fabrication de combustible	0,003
Exploitation des réacteurs	1,3
Retraitement	0,25
Transports	0,1
TOTAL (arrondi)	3
Composante globale	
Résidus d'extraction et de traitement (a)	150
Déchets issus de l'exploitation des réacteurs	0,5
Radionucléides dispersés	50
TOTAL (arrondi)	200

Source : UNSCEAR, *Sources and Effects of Ionizing Radiation*, 1993

(a) calculé sur une durée de 10 000 ans ; (b) dose exprimée en homme.Sievert.GW⁻¹.an⁻¹

La valeur de $150 \text{ H.Sv.GW}^{-1}.\text{an}^{-1}$ estimée pour les résidus d'extraction résulte du produit de la durée 10 000 ans par la dose normalisée reçue en un an du fait des résidus : $0,015 \text{ (H.Sv.GW}^{-1}.\text{an}^{-1} \text{ par année de relâchement)}$. Un tel calcul est justifié par la durée de vie du Th_{230} qui gouverne la radioactivité effective de son descendant immédiat (Ra_{226}) donc du radon relâché (Rn_{222}). L'UNSCEAR indique cependant que, compte tenu de la variabilité des pratiques de gestion de ces résidus, les estimations peuvent s'étager en fait de 1 à $1000 \text{ H.Sv.GW}^{-1}.\text{an}^{-1}$.

Ces doses collectives ne sont pas déduites de la collation de mesures effectuées à partir des sites concernés : elles découlent de modélisations mathématiques. Elles n'ont donc qu'une valeur purement indicative, à la fois pour ce qui est des valeurs numériques avancées et pour ce qui touche à la pertinence de l'information au regard du respect des obligations réglementaires. Ce respect ne peut être assuré (et contrôlé) que dans le cadre d'un périmètre déterminé autour d'une installation donnée.

1.2.2 Les règles visant à déterminer l'impact sanitaire à des fins réglementaires sont à plusieurs étages

Le texte fondamental en matière de protection contre les rayonnements est, en France, le décret n° 66-450 du 20 juin 1966 (JO du 30 juin 1966) modifié par le décret n° 88-521 du 18 avril 1988 (JO du 6 mai 1988). Ce décret a déjà été largement présenté dans les rapports que j'ai préparés ces dernières années pour l'Office parlementaire. Comme tous les textes fondamentaux, il recèle des dispositions d'une grande richesse, et c'est à un aspect encore absent des rapports de l'Office que je dois m'intéresser ici.

Le décret de 1966 pose le principe du cumul de toutes les sources d'exposition pour un individu. Il impose ainsi de prendre en compte tous les radionucléides susceptibles d'être intégrés dans l'organisme, afin d'évaluer l'exposition interne en sus de l'exposition externe. Chaque radionucléide connu est affecté d'une limite annuelle d'incorporation ⁽⁸⁾. Cette limite est déterminée comme étant la quantité de radionucléide incorporée qui donnerait une exposition équivalente à 5 mSv ⁽⁹⁾. Dans une situation concrète, la contribution de chaque radionucléide présent est évaluée par rapport à sa limite d'incorporation pertinente ; le respect de la limite de 5 mSv est assuré lorsque la somme de toutes les contributions est inférieure à 1.

$$\frac{\text{Exposition externe}}{5 \text{ mSv}} + \sum_{\text{radionucléides présents}} \frac{\text{Quantité incorporée}}{\text{Limite d'incorporation}} < 1$$

Ce texte général nécessite d'être décliné selon les installations industrielles concernées. Les mines relèvent du code minier et du Règlement général des industries extractives, les installations de traitement de minerai et les stockages de résidus associés relèvent de la législation sur les installations classées pour la protection de l'environnement.

Pour ces dernières, l'encadrement réglementaire a été confié par la loi au préfet, qui définit les prescriptions applicables aux installations de son département soit par des arrêtés types (pour les installations soumises seulement à déclaration), soit par des arrêtés spécifiques (pour les installations soumises à autorisation). Dans ce dernier cas, il peut être aidé par des arrêtés types ou des circulaires ou des instructions techniques publiées par les services du Ministère de l'Environnement. C'est ainsi que le Ministre de l'Environnement a adressé aux préfets une circulaire du 29 janvier 1986, à laquelle est associée une instruction technique, "*relatives aux installations de traitement de minerai d'uranium*" (non parues au *Journal officiel*). Les dispositions retenues en matière d'exposition aux rayonnements sont parcellaires par rapport à la rédaction du décret de 1966 introduite par le décret de 1988 :

⁸ En fait plusieurs limites sont déterminées, en fonction du mode d'incorporation du radionucléide. Il en existe au moins deux, correspondant aux deux modes fondamentaux d'inhalation et d'ingestion. Dans chacun de ces deux grands domaines, plusieurs limites peuvent être établies en fonction des formes physico-chimiques sous lesquelles se présentent les radionucléides considérés. Par exemple il existe pour chaque isotope de l'uranium 2 limites annuelles d'ingestion (composés solubles, composés insolubles) et trois limites annuelles d'inhalation. En revanche il n'existe qu'une limite « inhalation » et une limite « ingestion » pour chacun des isotopes du césium.

⁹ Cette valeur de 5 mSv est valable pour l'exposition au corps entier. Dans le cas du radon, qui contribue essentiellement à l'exposition du poumon, il faut considérer la limite à l'organe irradié, qui est de 50 mSv.

- pour l'exposition externe, l'instruction retient la limite générale de 5 mSv par an (art. 7 et art. 16 : *"les expositions du fait des installations ne doivent pas excéder 5 mSv/an"*) et introduit la possibilité de fixer des normes d'exposition en divers points de la limite de propriété, sur la base de 8760 heures par an ;
- pour l'exposition aux poussières, aucune limite n'est donnée ; seules sont définies des normes d'émission ; en revanche des moyens de contrôle sont prescrits (dosimètres α de site) ;
- pour l'exposition interne par inhalation, l'arrêté préfectoral doit définir une *"norme exprimée en millijoules prenant en compte l'état initial du site"* et imposer de mesurer en divers points l'énergie α potentielle des descendants à vie courte du radon ⁽¹⁰⁾ ; aucune valeur numérique n'est spécifiée ;
- pour l'exposition interne par ingestion (donc la maîtrise de la pollution radioactive des eaux), l'arrêté préfectoral doit imposer des contrôles sur l'uranium, le radium soluble, le radium insoluble non décanté ⁽¹¹⁾ et les extraits secs des prélèvements ; il est fait référence aux *"normes de potabilité définies dans le décret du 20 juin 1966"*.

Il existe un certain « télescopage » entre cette instruction technique, destinée à inspirer les arrêtés préfectoraux, et le décret n° 90-222 du 9 mars 1990. Ce décret complète le Règlement général des industries extractives, et plus précisément son titre consacré aux rayonnements ionisants. Il y reproduit en matière de protection de l'environnement (et du public) les principes introduits en matière de protection des travailleurs par le décret n° 89-502 du 13 juillet 1989.

L'expression « télescopage » est justifiée par le fait que ce décret 90-222 s'applique *"aux travaux, installations de surface et dépendances légales des exploitations de substances radioactives"*. Or il se trouve que la plupart des usines de traitement de minerai et les stockages de résidus associés sont sur une dépendance légale d'une exploitation de substances radioactives au sens du RGIE. Ils sont donc directement soumis, pour ce qui concerne la protection contre les rayonnements ionisants, aux dispositions introduites par le décret 90-222 et échappent — sur ce point seulement — aux dispositions inscrites dans l'arrêté préfectoral ICPE régissant leur fonctionnement. Par ailleurs, la circulaire d'application annexée au décret précise que les expositions à prendre en compte comprennent également l'exposition pouvant résulter d'activités voisines à l'exploitation considérée, comme par exemple une usine de traitement de minerai n'ayant pas la qualité de dépendance légale. C'est pourquoi COGEMA applique le décret 90-222 à toutes ses usines de traitement, même celles qui, au sens strict, ne relèvent pas du RGIE.

¹⁰ L'énergie α potentielle est l'énergie des rayonnements α susceptibles d'être émis dans les poumons après inhalation de radionucléides présents dans l'air. Ces radionucléides sont principalement les descendants à vie courte du radon 222 et du radon 220. L'énergie α potentielle est exprimée en millijoules (mJ), compte tenu du débit d'inhalation pris égal à 0,8 m³.h⁻¹ pour une personne du public « standard ».

¹¹ Le radium soluble est celui qui peut passer au travers d'un filtre normalisé d'une porosité égale à 0,45 μ m. Le radium insoluble est celui qui reste déposé sur le filtre.

Le décret 90-222 introduit des modalités précises pour calculer l'impact d'une installation liée à une exploitation de substances radioactives. Il exige de calculer un taux annuel d'exposition totale ajoutée (TAETA) défini — comme ci-dessus — par la somme de toutes les contributions à l'exposition rapportées à leur limite respective. Ces contributions sont relatives à l'exposition *ajoutée*, définie comme la différence entre l'exposition mesurée lorsque l'exploitation de substances radioactives est en activité et l'exposition naturelle. L'exposition naturelle elle-même est définie comme "l'exposition due aux rayons cosmiques et à la présence de substances naturelles radioactives, observable sur le site d'exploitation de telles substances et dans son voisinage, avant le début des travaux."

Les modes d'exposition ont été retenus au nombre de 7 : il a été jugé pertinent de regrouper les contributions de tous les descendants à vie courte du radon 222 et du radon 220 respectivement, ainsi que de tous les émetteurs α à vie longue de la chaîne de l' U_{238} (pour les poussières). Deux voies spécifiques d'exposition à l'uranium (tous isotopes) ont cependant été distinguées : l'exposition par ingestion et l'exposition à des poussières d'uranate. Cette dernière ne concerne pas les résidus.

Limites annuelles des expositions ajoutées

Limite	Mode d'exposition
5 mSv	exposition externe
170 Bq	émetteurs α à vie longue de la chaîne de l' U_{238} présents dans les poussières en suspension dans l'air et inhalés
2 mJ	énergie α potentielle pour les descendants à vie courte du radon 222 inhalés
6 mJ	énergie α potentielle pour les descendants à vie courte du radon 220 inhalés
3 kBq	émetteurs α à vie longue dans les poussières d'uranate ^(a)
7 kBq	radium 226 ingéré
2 g	uranium incorporé ^(b)

(a) la quantité journalière de ces poussières inhalées ne doit pas excéder 2,5 mg

(b) la quantité journalière des composés hexavalents pouvant être ingérée ne doit pas excéder 150 mg

Pour les résidus, COGEMA a déterminé des valeurs guides opérationnelles pour six de ces voies d'exposition, sur la base de considérations touchant au mode de vie d'un « homme standard » supposé inhaler 0,8 m³ par heure et boire 2,2 l d'eau par jour.

Valeurs guides opérationnelles

Valeur	Mode d'exposition
570 nGy.h ⁻¹	exposition externe
24 mBq.m ⁻³	émetteurs α à vie longue de la chaîne de l' U_{238} présents dans les poussières en suspension dans l'air et inhalés
865 nJ.m ⁻³	énergie α potentielle pour les descendants à vie courte du radon 222 inhalés
285 nJ.m ⁻³	énergie α potentielle pour les descendants à vie courte du radon 220 inhalés
8,7 Bq.l ⁻¹	radium 226 ingéré
2,5 mg.l ⁻¹	uranium incorporé

Ces valeurs guides doivent être utilisées avec précaution : 1/ elles sont relatives à des valeurs instantanées (par exemple valeur guide de 570 nGy.h⁻¹ pour le débit de dose), donc un dépassement ponctuel ou sur une durée réduite n'entraîne pas nécessairement un dépassement du TAETA moyenné sur l'année ; 2/ si l'une d'elle est dépassée en moyenne sur l'année on est certain que le TAETA est supérieur à 1, mais si

aucune d'entre elle n'est dépassée on n'a pas pour autant de certitude que le TAETA reste inférieur à 1 puisque celui-ci prend en compte la somme de toutes les voies d'exposition. La question de la variabilité temporelle est particulièrement importante pour la voie « radon » et la voie « poussières », car elles sont très dépendantes des conditions météorologiques. Des conclusions à caractère sanitaire fondées sur des mesures effectuées sur une durée réduite sont par nature sujettes à caution.

Enfin, pour le radium et l'uranium, le décret 90-222 est plus sévère que ces valeurs guides : 1/ il impose un traitement d'insolubilisation du radium dès que la concentration en radium dissous dépasse $3,7 \text{ Bq.l}^{-1}$; 2/ il permet cependant un rejet sans traitement pour des concentrations comprises entre $0,74 \text{ Bq.l}^{-1}$ et $3,7 \text{ Bq.l}^{-1}$ dès lors que la dilution du rejet par le cours d'eau récepteur est supérieure à 5, sous réserve d'un avis favorable du service chargé de la police des eaux ; 3/ il autorise le rejet sans traitement pour des concentrations en radium dissous inférieures à $0,74 \text{ Bq.l}^{-1}$, sous réserve d'un avis favorable du service chargé de la police des eaux et compte tenu des caractéristiques du milieu récepteur ; 4/ sa circulaire d'application donne aux préfets la possibilité de fixer des limites plus strictes ($0,37 \text{ Bq.l}^{-1}$ pour le radium 226 soluble, $3,7 \text{ Bq.l}^{-1}$ pour le radium 226 insoluble, $1,8 \text{ mg.l}^{-1}$ pour l'uranium 238 soluble).

1.2.3 L'existence de ces règles laisse cependant subsister plusieurs difficultés sérieuses

La première de ces difficultés touche à l'imprécision des moyens de mesure utilisés aujourd'hui. On estime que les dispositifs de mesure actuels ne permettent pas d'apprécier à mieux que 20 nGy.h^{-1} près le débit de dose pour l'exposition externe. Lorsqu'on doit passer du débit de dose horaire à la dose annuelle absorbée, il faut faire intervenir un facteur multiplicateur de 8760 (si l'on prend en compte la durée totale de l'année) ou 7000 (si l'on suppose que la personne n'est présente sur son lieu de vie que pendant 80% du temps). L'imprécision est donc au minimum de 0,2 mSv environ, valeur qu'il faut en fait doubler puisqu'il faut prendre en compte l'incertitude sur la mesure totale et l'incertitude sur la mesure du niveau naturel.

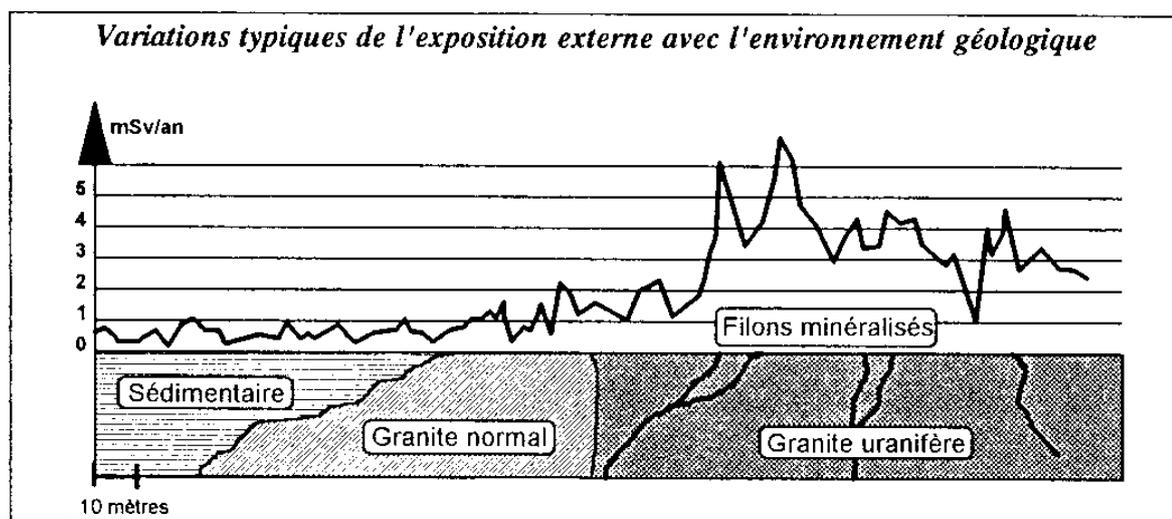
Des améliorations sont en cours d'étude dans deux directions pour améliorer la mesure de l'exposition externe : 1/ mise au point de détecteurs thermoluminescents plus sensibles ; 2/ quantification séparée des débits de dose liés aux différentes sources (sols, cosmique, influence du Bi_{214} ...).

La précision des mesures dans la détermination de l'énergie α potentielle est de $\pm 15-20\%$. Une meilleure exploitation des données recueillies par l'intermédiaire des dosimètres α est actuellement à l'étude. Elle vise à essayer de restituer, au niveau de chaque station de mesure, la composante naturelle effective du Rn_{222} . En revanche les limites de détection pour les analyses de l' U_{238} et du Ra_{226} dans les eaux sont tout à fait compatibles avec une appréciation fiable de la conformité avec les limites de dose prescrites.

La principale difficulté a trait à la détermination du niveau de l'exposition naturelle. Selon les termes du décret 90-222, "au moment de l'ouverture d'un site d'exploitation, le directeur régional de l'industrie et de la recherche constate les

expositions naturelles en se basant sur les éléments fournis par l'étude d'impact ainsi que, le cas échéant, sur les résultats des mesures de l'exposition qu'il a prescrites à l'exploitant. Les constatations effectuées sont notifiées à ce dernier" (art. 5).

Cette rédaction est parfaite mais ne s'applique bien qu'aux sites dont l'ouverture est projetée. Or il s'agit plutôt aujourd'hui de gérer, voire de fermer, les sites existants ! La détermination de l'exposition due aux substances radioactives naturelles présentes sur le site avant le début des travaux est impossible dans la quasi totalité des cas. Il faut alors se reporter vers des méthodes dérivées, c'est-à-dire évaluer le niveau d'exposition existant auparavant sur le site à partir des niveaux d'exposition mesurés aujourd'hui dans l'environnement du site.



inspiré d'un document de travail COGEMA (Branche Uranium), *Applicabilité de la CIPR 60*, janvier 1995

Quel point faut-il retenir pour déterminer le niveau naturel d'exposition externe ? Le schéma ci-dessus montre que selon le choix effectué, il serait possible de montrer que le site a un impact ou n'en a pas du tout, voire réduit la radioactivité observable dans l'environnement !

Les mêmes difficultés sont rencontrées pour l'exposition au radon : suivant la nature du terrain, le flux de radon sortant du sol peut être extrêmement variable. On peut s'affranchir des variations temporelles en effectuant les mesures pendant une durée suffisamment longue ⁽¹²⁾. En revanche la valeur au point de référence à partir de laquelle on souhaite mesurer la radioactivité ajoutée par l'exploitation des installations reste éminemment sensible à la localisation géographique. Par exemple une faille dans le massif granitique procure une voie de transfert privilégiée vers l'atmosphère pour le radon produit dans les profondeurs de la roche.

Le choix des stations de référence, laissé à la seule volonté de l'exploitant, ouvre ainsi la voie à des discussions et des polémiques dont la résolution nécessite une mise à plat collective.

¹² COGEMA m'a cependant indiqué que des moyennes annuelles peuvent se révéler insuffisantes, car on observe parfois — pour un même point — des variations supérieures à 1 mSv entre deux années différentes.

1.3 La détermination de l'exposition ajoutée laisse la porte ouverte à de vives polémiques

La CRII-RAD a conduit de janvier à septembre 1993 une *Étude radioécologique sur la division minière de La Crouzille*, à la demande du Conseil général de la Haute Vienne et du Conseil régional du Limousin. L'examen du volumineux rapport rédigé par l'association montre à quel point la notion de « niveau naturel » reste insaisissable. Dans le deuxième volume, par exemple, le chapitre consacré à la contamination par voie atmosphérique traite en particulier du radon. Une campagne de mesures a été effectuée sur et autour du site SIMO, à Bessines. La CRII-RAD a pratiqué des mesures (concentrations en radon, mesures de l'énergie α potentielle) dans des couronnes concentriques centrées sur le site SIMO. Se fondant sur l'analyse de documents émanant de COGEMA, elle met en évidence le fait que "les valeurs utilisées par l'exploitant pour définir les expositions naturelles sont obtenues à partir des mesures effectuées sur deux sites : Rilhac-Rancon et Malabard :"

"— Rilhac-Rancon est situé au sud des monts d'Ambazac, à 26 km au sud de Bessines et à l'extérieur de la division minière de la Crouzille !"

"— Malabard est situé entre les sites de Razès et Montmassacrot, à 1,5 km à l'est du site de Chanteloube !"

"[...] Cette méthode d'évaluation n'a aucun fondement scientifique. On ne peut considérer ces deux stations comme des références représentatives des niveaux de radon mesurables sur le site de Bessines et ses environs avant l'exploitation. Ce procédé n'est d'ailleurs pas réservé au seul site de Bessines : les stations de Rilhac-Rancon et Malabard sont polyvalentes : elles servent à mesurer l'impact de TOUS LES SITES DE LA DIVISION : site de Bessines, Bellezane, Montmassacrot, Puy de l'Âge, mais aussi de Montulat, tout au nord, de Margnac, Fanay et Henriette tout au sud. [...]"

"Si l'on examine les résultats des analyses officielles, on constate en outre que la station de Rilhac-Rancon donne des niveaux d'exposition aux descendants du radon particulièrement élevés. Pour 1991, la valeur est de 129 nJ.m^{-3} . Aucune des mesures effectuées sur les sites eux-mêmes (Bellezane : carreau ; Chatenet Maussant ; LPP Razès ; Montmassacrot) n'atteint ce résultat. Le maximum, mesuré sur le carreau de Bellezane est de 108 nJ.m^{-3} ."

"Quant aux mesures effectuées dans l'environnement proche des sites, sur 14 résultats, 4 seulement sont supérieurs aux 129 nJ.m^{-3} de Rilhac. Cette valeur se trouve en outre :"

"— 2,9 fois plus élevée que celle mesurée à Bellezane village ;"

"— 2 fois plus élevée que celle mesurée à Fanay ;"

"— 2,7 fois plus élevée que celle mesurée à La Croix du Breuil ;"

"— 2,5 fois plus élevée que celle mesurée à La Traverse, etc. "

"On va donc soustraire aux concentrations mesurées dans l'environnement proche des sites une valeur qui leur est supérieure. L'impact devient ainsi négatif et on pourrait en conclure que les activités minières décontaminent ! En utilisant un point chaud pour déterminer le bruit de fond de référence, l'exploitant se met en situation de minimiser, voire d'effacer, l'impact de ses installations. "

Il ne m'appartient pas de juger des intentions de l'exploitant ni de la pertinence de ses actions. Je remarque cependant que l'exploitant est manifestement soucieux d'équilibrer points chauds et points froids, puisque la seconde station de mesure en « milieu naturel » donne une valeur moyenne sur l'année 1991 de 45 nJ.m^{-3} , valeur minimale pour l'ensemble des stations fonctionnant cette année là (à égalité avec la valeur relevée à Bellezane village). Je remarque aussi que l'interprétation du tableau commenté par la CRII-RAD est particulièrement difficile : si l'association note fort justement que toutes les valeurs mesurées sur les 4 sites recensés dans le tableau sont inférieures à celle de la station de Rilhac, on y voit également que certaines stations « environnement proche des sites » donnent pour leur part des valeurs supérieures (Bachelierie : 170 ; Bessines : 133 ; Margnac : 169 ; Villard : 158). Enfin, en moyenne, les stations « environnement proche » exposent à une énergie α potentielle de 92 nJ.m^{-3} , contre 78 nJ.m^{-3} en moyenne sur les quatre sites eux-mêmes.

La publication du rapport de la CRII-RAD a attiré sur COGEMA les foudres des associations locales. COGEMA a été contrainte de retirer de son réseau la station de Rilhac à partir du 1^{er} trimestre 1994. La polémique est donc close, sur ce point particulier.

Je ne peux m'empêcher cependant de ressentir une certaine gêne. Je conçois parfaitement les problèmes que peut poser le choix — nécessairement arbitraire, dans une large mesure — d'une référence pour le niveau naturel d'exposition. Je m'interroge pourtant sur la pertinence réelle du choix initial de COGEMA. J'ai en effet en mémoire une expression, plusieurs fois répétée, employée par Y. COUPIN, directeur de la Branche Uranium, ou J.P. PFIFFELMANN, chef du Service Environnement des Sites miniers : la station incriminée, m'ont-ils dit, était située sur une *"anomalie radon"*. Le mot *"anomalie"* a-t-il dépassé leur pensée ? Si ce n'était pas le cas, je trouverais fort regrettable qu'une station de référence ait été établie en toute connaissance de cause sur une *"anomalie"*. Cela me paraîtrait contraire au B-A-BA de la mesure... et de l'honnêteté.

Au demeurant les difficultés d'interprétation ne vont pas toujours dans le même sens. La CRII-RAD et la COGEMA ont conduit conjointement une campagne de mesures sur le site de l'Écarpière (Loire Atlantique), destinée à donner une évaluation de l'impact du site sur l'environnement. Un rapport de synthèse établi par J.P. MANIN, ingénieur de l'IN₂P₃, montre que la mesure du niveau naturel de radioactivité par la CRII-RAD est supérieure à celle déterminée par COGEMA. En conséquence, la CRII-RAD a estimé, au vu de cette campagne de mesures, un impact du site inférieur à celui évalué par COGEMA.

Les difficultés rencontrées dans le choix des stations de mesure « niveau naturel » (pour les différentes voies d'exposition) peuvent également s'étendre au choix des autres stations : dans quelle mesure sont-elles représentatives de l'impact du site ?

En tout état de cause, il semble que l'ensemble des principaux acteurs souhaitent trouver un moyen de sortir de l'impasse. Cette volonté est apparue avec force lors de l'audition du 16 novembre 1995. La COGEMA, par la voix de J.P. PFIFFELMANN, demandait que des réflexions soient engagées dans plusieurs directions, dont "la métrologie et la méthodologie d'analyse, pour que tout le monde parle de la même chose quand on compare des résultats", ainsi que "la représentativité des mesures." La CRIIRAD réclame elle aussi la mise au point d'une méthode précise pour évaluer l'impact sanitaire, comme l'impose la réglementation.

Cette exigence est d'autant plus grande que, dans la perspective des réaménagements des sites en fin d'exploitation, la nécessaire prise en compte — même avec une légère anticipation — des recommandations de la CIPR 60 impose d'affiner la méthodologie d'analyse et d'évaluation. Il semble au demeurant que l'on ne doive pas nourrir de trop vives inquiétudes pour les programmes de réaménagement des sites, au moins à moyen terme.

2. LA MAITRISE RADIOLOGIQUE DES SITES REAMENAGES PARAIT POUVOIR ETRE RAISONNABLEMENT ASSUREE A MOYEN TERME

Les polémiques évoquées dans les paragraphes antérieurs concernent tout autant les sites en activité que les sites en cours de réaménagement. Elles concernent également les prévisions que l'on peut tenter, relatives à l'impact sanitaire futur des sites de stockages de résidus réaménagés. Elles nécessitent pour le moins une détermination non ambiguë de la référence radiologique à prendre en compte pour concevoir les travaux de réaménagement.

2.1 Les travaux de réaménagement doivent prendre en compte dès aujourd'hui les recommandations de la CIPR 60

2.1.1 Les limites de dose au public recommandées par la CIPR 60 s'imposent aujourd'hui comme la référence naturelle des réaménagements

La question avait pu sembler ouverte pendant quelque temps... elle ne l'est manifestement plus. Lors de l'audition du 16 novembre 1995, M. HENRY, directeur-adjoint de la Direction de la Prévention, de la Pollution et des Risques (Ministère de l'Environnement) a clairement pris position. Dans les dossiers dont il aura à connaître, le Ministère de l'Environnement, responsable de l'application de la loi de 1976 sur les Installations classées pour la protection de l'environnement, demandera aux services extérieurs placés sous son autorité (DRIRE) d'appliquer les recommandations de la CIPR 60 en matière de limite de dose pour le public.

Je ne peux qu'approuver cette démarche. Elle est à la fois politiquement incontournable et tactiquement indispensable : les quelques mois (ou éventuellement années) qui nous séparent de l'introduction en droit français de la CIPR 60 sont peu de choses au regard de l'horizon temporel des stockages. COGEMA n'est d'ailleurs pas opposée à ce mouvement— ou n'y est-elle que résignée ?

La première conséquence concrète doit être la modification du mode de calcul du TAETA, qui ne se résume pas à une simple division par 5 de toutes les limites inscrites aux dénominateurs du TEATA. Les publications déclinant les recommandations de la CIPR 60 (ses décrets d'application, en quelque sorte) ont modifié divers paramètres intéressant les expositions internes. Les valeurs guides opérationnelles évoquées dans les paragraphes précédents sont également à modifier, tout en notant que la valeur guide pour le radium reste inopérante du fait de la limite fixée par ailleurs à 0,37 Bq.l⁻¹. En revanche, la valeur guide pour l'uranium (1,2 mg.l⁻¹) devient opératoire sous le régime de la CIPR 60 et de ses textes dérivés.

Limites futures pour les expositions ajoutées

Limite	Mode d'exposition
1 mSv	exposition externe
40 Bq	émetteurs α à vie longue de la chaîne de l' U_{238} présents dans les poussières en suspension dans l'air et inhalés
0,56 mJ	énergie α potentielle pour les descendants à vie courte du radon 222 inhalés
1,68 mJ	énergie α potentielle pour les descendants à vie courte du radon 220 inhalés
4,5 kBq	radium 226 ingéré
1 g	uranium incorporé

Dans son *Étude radioécologique sur la division minière de La Crouzille*, la CRII-RAD soulève une question intéressante. Étudiant les modes de contamination par voie atmosphérique, l'association critique la fixation de la limite réglementaire concernant les « émetteurs α à vie longue de la chaîne de l' U_{238} présents dans les poussières en suspension dans l'air » (13). Pour la CRII-RAD l'utilisation des valeurs retenues par la CIPR dans ses publications consacrées à la contamination atmosphérique n'est pas valable dans le cas de la manipulation des résidus. En effet elles ont été définies pour la radioprotection dans les mines, donc fondées sur certaines hypothèses relatives, entre autres, à la forme physico-chimique des radionucléides contenus dans les poussières, à leur granulométrie, à l'équilibre de la chaîne radioactive.

La CRII-RAD rappelle que : 1/ suite au traitement du minerai, l'uranium a été extrait donc le matériau n'est plus en équilibre séculaire ; 2/ les formes physico-chimiques retenues par la CIPR ne sont pas celles que l'on rencontre dans les résidus, pour certains radioéléments dont l'impact devient dominant du fait de l'extraction de l'uranium. Par ailleurs la CRII-RAD critique le fait que l'on ne prenne pas en compte les émetteurs α de la chaîne de l' U_{235} , dont certains, dit-elle, ont un impact radiologique plus fort que ne le laisse supposer leur activité. En revanche la CRII-RAD ne s'étend pas sur la granulométrie des poussières ; or la CIPR retient une valeur de 1 μ m. Cette valeur est-elle plus faible ou plus forte dans le cas des poussières de résidus ? Quel pourrait en être l'impact radiologique ? Il est dommage que la CRII-RAD n'ait pas répondu à ces questions complémentaires.

En tout état de cause, et sans que soient pris en compte les effets dus à la granulométrie, la CRII-RAD estime que "dans les cas les plus pénalisants, les limites fixées par le décret 90-222 peuvent conduire à des doses près de 5 fois supérieures aux

13 Voir dans le deuxième volume du rapport CRII-RAD, p. 98 et suivantes.

limites fondamentales fixées par le décret 66-450 modifié. Une fois encore les choix de radioprotection sont fondés sur des hypothèses optimistes qui sont loin de garantir la protection des populations exposées."

Sans prendre position sur le fond, il me semble que l'ensemble de cette question pourrait être utilement étudié par nos autorités sanitaires à l'occasion de l'introduction prochaine de la CIPR 60 et de sa traduction dans le mode de calcul du TAETA. Je remarque cependant que, si la logique de la CRII-RAD devait être poussée jusqu'au bout, on devrait déterminer des limites d'incorporation pour chacune des étapes du traitement du minerai, puisque à chacune de ces étapes les granulométries, les formes physico-chimiques et les équilibres radiologiques sont susceptibles d'être différents...

2.1.2 Les possibilités de souplesse offertes par la CIPR 60 devront être utilisées à bon escient

La CIPR 60 conjugue rigueur et souplesse. D'aucuns trouvent que la souplesse est trop importante et nuit à l'objectif de protection affiché par la Commission ; d'autres estiment au contraire que cette souplesse est insuffisante et qu'une application « intégriste » de la CIPR 60 causerait à l'industrie nucléaire des difficultés injustifiées. Hors de ces débats qui ressemblent parfois à des procès d'intention, il est légitime de considérer tous les aspects de la CIPR 60, allant dans un sens comme dans l'autre.

L'audition du 16 novembre 1995 a été l'occasion de débattre de la « philosophie » qu'il conviendrait d'adopter en matière de rigueur d'analyse et de décision. J'avais été frappé, au cours d'une mission en Allemagne en 1994, de voir que les évaluations des impacts radiologiques étaient effectuées d'une façon que l'on pourrait qualifier de « maximaliste ». Un scénario fréquemment retenu pour les effluents gazeux est que la personne la plus exposée inhale directement le rejet pendant toute l'année. Or il est clair que la situation où un individu moyen du public vit 365 jours par an en haut de la cheminée de rejet doit être assez rarement rencontrée... En France également certaines pratiques relèvent du maximalisme plus que du réalisme : le SCPRI par exemple considèrerait que les autorisations de rejet d'effluents liquides devaient conduire à une qualité des eaux telles qu'elles puissent être considérées comme potables. Or les rejets sont effectués dans les eaux de surface, et chacun sait que personne ne boit jamais d'eau de surface : les seules ressources d'eau potable sont les nappes phréatiques (sauf peut-être quelques rares exceptions).

Le débat s'articule souvent autour de la question : faut-il être réaliste ou maximaliste ?

Cette question a une acuité particulière dans le cas des stockages de déchets, et plus particulièrement des résidus miniers. Il s'agit en effet de la seule situation où les expositions procurées au public sont susceptibles d'atteindre la valeur fatidique de 1 mSv par an, en ordre de grandeur. De plus, par définition, ces expositions sont prolongées : elles pourront être délivrées pendant une portion significative de la vie des individus, sinon leur vie entière.

Il y a donc, en matière de stockage de résidus miniers, une possible interférence entre le principe d'optimisation et le principe de limitation. Pour les activités nucléaires traditionnelles (amont du cycle, exploitation des réacteurs, retraitement), les impacts sanitaires sont si faibles que d'une part le principe de limitation n'a pas à intervenir, d'autre part le choix d'hypothèses maximalistes n'aura pas pour conséquence vraisemblable un trop grand gaspillage des ressources disponibles dans la société¹⁴. Dans le cas des résidus miniers, la contrainte viendrait plutôt du principe de limitation. Le risque est alors que le choix d'hypothèses et de scénarios maximalistes (ou « pessimistes ») ne conduise à s'éloigner trop de la solution véritablement optimale et n'implique un gaspillage des ressources.

La CIPR 60 indique très clairement (§264) que l'évaluation des doses reçues par le public doit être effectuée de façon réaliste : *"Ni la dose équivalente à un organe, ni la dose efficace ne peuvent être mesurées directement. Les valeurs de ces quantités doivent être calculées à l'aide de modèles, impliquant généralement des données d'ambiance et des paramètres métaboliques et dosimétriques. Dans l'idéal, ces modèles et les valeurs choisies pour ces paramètres devraient être réalistes afin que les résultats qu'ils donnent puissent être considérés comme les « meilleures estimations » [...]."* Elle reconnaît cependant dans le paragraphe suivant que *"les modèles réalistes sont rarement disponibles."* Elle établit alors une distinction entre deux situations :

- *"si les objectifs du modèle incluent l'établissement de limites ou la vérification ultérieure de conformité aux limites et si des modèles réalistes ne sont pas disponibles, il est indiqué d'utiliser des modèles dont les résultats ne sont pas susceptibles de sous-estimer les conséquences de l'exposition, sans toutefois surestimer ces conséquences de façon excessive ;"*
- *"pour la justification d'une pratique, pour l'optimisation de la protection ou pour décider d'appliquer l'intervention après un accident, toute erreur d'estimation est susceptible de provoquer une mauvaise utilisation des ressources. Si les modèles doivent être utilisés uniquement à ces fins, ils devraient être choisis en donnant priorité au réalisme."*

Dans le langage « lissé » qui caractérise souvent les organisations à caractère consensuel, la CIPR demande ainsi que l'approche réaliste soit restreinte à des domaines qui ne concernent pas la gestion des résidus miniers. Ceux-ci relèvent de la première situation, où le principe contraignant est le principe de limitation : la CIPR souhaite que, aux fins de garantir une bonne protection des individus du public, on retienne une approche *raisonnablement pessimiste*. Le message de ce paragraphe 265 me paraît bien être que, pour ce genre de situation, on ne doit pas être exagérément pessimiste mais que l'on doit cependant conserver une marge de sécurité.

Il me semble ainsi que certains participants à l'audition du 16 novembre ont pu présenter une vision un peu idyllique du passage prochain à la CIPR 60. J. PELISSIER-TANON, au nom de COGEMA, évoquait par exemple le *"luxe"* offert par les pratiques maximalistes antérieures, qui doivent aujourd'hui devenir réalistes. Pour respecter une

¹⁴ Un tel choix restera cependant contraire au principe d'optimisation.

limite de 5 mSv, mais utilisant des hypothèses pessimistes, les exploitants ont été amenés à concevoir des solutions rigoureuses. Il est possible que ces solutions soient suffisamment rigoureuses pour conduire à respecter la valeur limite de 1 mSv dès lors que l'impact sera évalué de façon réaliste. J. PELISSIER-TANON laissait cependant ouverte la question de savoir si effectivement les pratiques antérieures pourraient satisfaire à la nouvelle limite : *"à ce moment nous verrons bien si nous devons faire face à de vrais problèmes ou si au contraire nous avons suffisamment bien travaillé pour passer sous la barrière du millisievert sans problème."*

Plus surprenant était le commentaire formulé par le Pr. JAMMET, pourtant fin connaisseur de la CIPR... *"Ce que dit la CIPR est très sévère ⁽¹⁵⁾, mais il faut des scénarios réalistes."* La CIPR établit au contraire une distinction entre l'idéal du *réalisme* et le *pessimisme raisonnable*, seul applicable dans la plupart des cas, dont les résidus miniers...

En tout état de cause, il convient de recentrer les analyses et évaluations d'impact sur des scénarios moins pessimistes qu'auparavant. En particulier la notion de « groupe critique » — ou plutôt « groupe de référence », qui semble être l'expression politiquement correcte aujourd'hui — devra être précisée. Un groupe de travail, sous l'égide du Bureau de Radioprotection constitué au sein de la Direction générale de la Santé, a entrepris cette tâche difficile. Je suis particulièrement satisfait de voir que, à peine né, le Bureau de Radioprotection s'attache à une question essentielle, non seulement pour les résidus miniers mais pour l'ensemble du système de protection radiologique. Il sait pouvoir compter sur mon soutien pour affirmer progressivement sa présence et son autorité.

Un exemple de question que l'on peut se poser en matière de groupe de référence consiste à s'interroger sur le choix du lieu de résidence de ce groupe : faut-il considérer les lieux de résidence actuels qui conduisent aux expositions les plus élevées ? faut-il au contraire (ou en sus ?) considérer qu'il est possible que certains individus puissent s'installer à l'avenir dans un lieu encore plus exposé ? faut-il considérer de façon systématique la limite de propriété du site ?

Faut-il également considérer l'exposition résultant de l'emplacement du lieu de résidence uniquement ou celle résultant d'une vie passée « en moyenne » dans l'environnement du site, qui conduirait l'individu à circuler de temps à autre sur des zones plus ou moins « exposantes » ? Il est clair de toute façon que l'on ne pourra pas retenir les calculs sommaires présentés par la CRII-RAD dans plusieurs de ses rapports. On y voit fréquemment, après la présentation d'une mesure effectuée à tel ou tel endroit (généralement un « point chaud »), par exemple un débit de dose, une multiplication de ce débit par 8760 (nombre d'heures dans l'année) qui donne une valeur de l'exposition annuelle totale due à ce point chaud. La valeur mathématique du calcul ne peut pas être remise en cause ; sa pertinence au plan radiologique est beaucoup moins nette : le calcul suppose en effet qu'une personne passe 365 jours par an, 24 heures sur 24, auprès de ce point chaud. Il s'agit à l'évidence d'une situation purement hypothétique. Ce genre de calcul ne relève pas de la politique de protection radiologique.

¹⁵ Remarque formulée à propos de la valeur de la limite de dose pour le public. Voir le chapitre sur la révision des normes de radioprotection pour mon interprétation personnelle de la CIPR 60 sur cette question.

Relèvent en revanche de la protection radiologique les questions soulevées par la CRUI-RAD sur l'impact sanitaire des poussières occasionnées par les manipulations de résidus entre les zones d'entreposage, près des usines, et les sites d' « entreposage de longue durée » selon la DSIN, de « stockage » selon COGEMA. Il ne faut pas s'intéresser qu'aux matières et aux sites mais aussi à l'ensemble des activités humaines concernées.

Les zones d'ombre conceptuelles en matière de protection radiologique signifient-elles que l'on doit se défier de tous les travaux entrepris dès aujourd'hui par les exploitants ? Je ne pense pas, même s'il n'est pas impossible que des ajustements puissent être imposés ultérieurement par les autorités de radioprotection. L'universalité des solutions retenues incite à leur accorder quelque crédit.

2.2 Les méthodes de réaménagement ont un caractère quasi universel

2.2.1 Les travaux miniers souterrains sont « mis en sécurité »

La mise en sécurité des TMS est un principe de base dans tous les pays. Il s'agit d'éviter plusieurs risques : la détérioration des ouvrages souterrains du fait des évolutions physico-chimiques résultant d'une exposition à l'air, les dommages physiques en surface (effondrements de terrain) découlant d'éventuels effondrements souterrains, ainsi que l'intrusion humaine dans des galeries et vides non surveillés et instables.

“Dans la grande tradition minière, tous métaux confondus, une mine doit être noyée” disait lors de l'audition J. PELISSIER-TANON. Le noyage des mines procure effectivement une protection physique contre l'intrusion, une stabilisation des conditions physico-chimiques dans le milieu ainsi qu'un accroissement de la résistance mécanique des ouvrages souterrains. Il peut être complété par le comblement de certaines galeries ou certains vides avec des résidus. Enfin les ouvertures débouchant à l'air libre sont obturées par des bouchons résistants (béton...). En France l'ensemble de ces travaux relève du Code minier et des réglementations en découlant.

Le noyage est réalisé simplement par l'arrêt du pompage des eaux d'exhaure. Suivant la profondeur du cône de dépression imposé par le pompage à la nappe phréatique originelle, la durée de remontée des eaux est très variable. Elle est également influencée par la pluviométrie, le volume des cavités à remplir ainsi que les conditions générales de circulation des eaux dans le sous-sol. Sur le site minier de Bellezane (Haute Vienne), les eaux sont remontées d'environ 225 m entre le 21 mai 1992 (arrêt des exhaures profondes) et le 22 décembre 1992 (mise en place d'un pompage au niveau atteint par les eaux ce jour là). Sur le site de Chardon (Loire Atlantique), les eaux sont remontées de 390 m sur 3 ans. La durée prévue pour le site allemand de Ronneburg (Thüringe) est beaucoup plus importante.

Découvert dans les années 50, le gisement uranifère de Ronneburg est situé en terrains sédimentaires. 50% des gisements découverts furent exploités après une prospection effectuée sur 260 km². Au début de l'exploitation, la technique utilisée était le foudroyage du minerai avec conservation des espaces vidés. Ceci créait des dommages importants en surface (du fait de la profondeur réduite des travaux) ainsi qu'une propension fort gênante à des incendies endogènes. Ces incendies en mine résultaient de

la forte teneur des minerais en carbone et de la chaleur dégagée par les processus d'oxydation des pyrites mis à l'air par les excavations. Au début des années 60, l'opérateur minier choisit de remblayer immédiatement les excavations ouvertes par les travaux. La profondeur moyenne des ouvrages est de 100 m au sud du site mais 200 m au nord, où les risques en surface sont plus importants (autoroute, villages, conduites de fluides...) ; cependant les profondeurs maximales peuvent aller jusqu'à -570 m au sud du site et -940 m au nord. Ces profondeurs ont imposé la création d'un cône de dépression très important pour la nappe phréatique, facilité cependant par un relatif isolement hydrogéologique du site d'extraction : deux failles tectoniques bloquent l'arrivée des eaux issues des nappes phréatiques situées « à l'extérieur », qui sont plus hautes que celle rencontrée « à l'intérieur » du site. En revanche cet isolement ne facilite pas une remontée rapide des eaux après l'arrêt des exhaures. Les pompages extraient 800 à 1200 m³.h⁻¹. L'opérateur estime que les eaux devraient mettre 13 à 15 ans avant de retrouver leur niveau d'équilibre originel.

Le remblayage des vides est un moyen d'accélérer le retour à l'équilibre hydraulique tout en soustrayant certains types de résidus au stockage de surface. A Ronneburg, les ouvrages souterrains s'étendaient sur une longueur totale de 1400 km, représentant 19 Mm³ non remplis après l'extraction. Une première phase de remplissage a permis de combler 5 Mm³ entre 1990 et 1995. Elle emploie près de 400 personnes. L'opérateur ne souhaite pas combler l'ensemble des vides. Une seconde phase doit gérer les 42 puits (accès, ventilation...) subsistant et les galeries avoisinantes. La forte teneur des terrains en sulfates a amené l'exploitant à concevoir pour les galeries un matériau de barrière spécifiquement adapté à ses besoins ⁽¹⁶⁾. Pour les puits, des matériaux divers concassés suffiront.

Certaines mines ont également été partiellement remblayées en France, ainsi que plusieurs travaux souterrains des concessions COGEMA au Gabon. Le matériau de remblaiement est généralement constitué par des sables issus du cyclonage des résidus encore très liquides, pratiqué immédiatement après l'extraction de l'uranium. Leur plus forte granulométrie en fait des matériaux d'activité massique plus faible que les « fines » résultant par ailleurs du cyclonage. Sont concernés (à ma connaissance) les sites des Bois Noirs Limouzat (Loire) ⁽¹⁷⁾, L'Écarpière (Loire Atlantique) et Bellezane (Haute Vienne). Ce schéma général a subi une variante sur le site du Cellier (Lozère) : le remblayage partiel des travaux miniers souterrains est effectué avec les boues de décantation issues du traitement des eaux ; je ne sais pas en revanche si cette solution a été retenue au titre de la mise en sécurité ou simplement pour des raisons de commodité.

2.2.2 Les mines à ciel ouvert ont vocation à être réutilisées

La nature ayant horreur du vide, l'opérateur minier peut soit la laisser reprendre ses droits sans intervenir, soit prendre une part active à la réalisation de ce principe universel. Dans le premier cas, la MCO sera transformée en réservoir d'eau, dans le second elle sera comblée par divers matériaux, stériles d'extraction et / ou résidus de

¹⁶ De façon similaire, sur le site de Lodève, COGEMA incorpore dans le sable-ciment servant au remblayage des travaux souterrains un refus de minerai séparé à l'entrée de l'usine par triage radiométrique (teneur trop faible).

¹⁷ Bois Noirs Limouzat est l'ancien siège de la division minière du Forez, fermée en 1980.

traitement. Quelle que soit la solution retenue, l'arrêt à court ou moyen terme des pompages d'exhaures entraîne le rétablissement progressif d'un équilibre pour la nappe phréatique.

1. Sur le site du Cellier (Lozère) la carrière du Villeret a été transformée en lac. La MCO de la Dorgissière nord (Deux Sèvres) sert de réserve d'eau pour l'irrigation, ainsi que la MCO des Mortiers (Loire Atlantique). Un plan d'eau a été aménagé au bord de la rivière Moine dans la MCO du Tail (Loire Atlantique et Maine-et-Loire) ; il pourrait servir de réserve de pêche. Plusieurs sites de la division minière de La Crouzille sont également en eau : Champour, La Traverse, Puy de l'Age, Chanteloube... Une mention spéciale doit être décernée à deux sites dépendant de la division de Vendée : 1/ la MCO de Roussay (Maine et Loire) a été transformée en centre de plongée du fait de sa profondeur importante (près de 40 m) et accueille plusieurs clubs de la région ou extérieurs ; 2/ la MCO de Couraillère a trouvé une nouvelle vocation comme élevage de silures et d'esturgeons.

L'opérateur minier peut parfois choisir un schéma qui combine stockage de matériaux et transformation en réserve d'eau. Ainsi en est-il sur le site de La Commanderie, l'une des trois principales exploitations de la division minière de Vendée, située à cheval sur les communes de Treize Vents (Vendée) et du Temple (Deux Sèvres). L'uranium, découvert au début des années 50, a été exploité par travaux miniers souterrains de 1955 à 1990 et dans une mine à ciel ouvert de 1964 à 1977. La majeure partie du minerai était envoyé pour traitement à l'usine SIMO de l'Écarpière mais les minerais les plus pauvres étaient traités sur place (jusqu'en 1975). La production totale représente près de 4000 tonnes d'uranium. L'ensemble du site minier couvre une superficie de 73 hectares, 6,4 millions de tonnes ayant été extraites de la MCO.

Appuyé sur un état des lieux, le réaménagement a commencé à la fin de l'année 1991 et a duré 14 mois. Les résidus issus du traitement du minerai pauvre ainsi que tous les produits provenant du décapage de la zone d'activité minière (anciennes aires de stockage de minerai, bassins de traitement du minerai pauvre...) ont été stockés dans le fond de la carrière et recouverts par une couche de matériaux neutres. La partie sud a été partiellement comblée, la partie nord l'a été totalement avec des stériles. Le volume disponible a été progressivement rempli d'eau grâce à la dérivation d'un ruisseau proche, à la demande d'agriculteurs riverains. Une piste a été aménagée pour leur faciliter l'accès à cette réserve d'eau. COGEMA a financé une partie de la station de pompage pour irrigation, le Conseil général de Vendée ayant apporté 50% de l'investissement.

Aux États-Unis, la taille des mines et le volume considérable de matériaux à déplacer ont incité PATHFINDER à remblayer de façon significative la plupart des excavations tout en conservant des surfaces libres destinées à devenir des plans d'eau. Quatre questions sont surveillées avec un soin particulier :

- la stabilité des pentes vis-à-vis de l'érosion : à Lucky Mac la relative stabilité des terrains permet de laisser la pente des parois à une valeur de 3,5 en dimension horizontale pour 1 en dimension verticale ; cette valeur doit être réduite à 4 : 1 au moins pour Shirley Basin en raison de la fragilité des sols ; par ailleurs dans les zones les plus sujettes à glissement un système de drainage

a été mis en place : un enrochement a été placé dans la partie inférieure de la pente alors qu'un réseau de drains verticaux placés dans la partie supérieure doit diriger vers les profondeurs les eaux issues de la nappe phréatique avant qu'elles ne coulent le long de la pente ; ce système était manifestement insuffisant puisque j'ai pu constater de nombreux ravinements et glissements dans des zones de très faible pente et équipées de ce dispositif ; j'ai pu également constater des effondrements de certaines portions de parois dans les bassins reconstitués ;

- la qualité des eaux et sa possible utilisation pour le bétail : le problème principal de la région est son aridité (l'évaporation est supérieure aux précipitations) ; le *Department of Environmental Quality* du Wyoming, autorité de tutelle en matière minière, impose des normes de qualité pour les eaux, relatives en particulier à la concentration en matières dissoutes ; PATHFINDER doit modéliser les apports et retraits d'eaux (précipitations, drainage, évaporation, etc.) et s'accorder avec le DEQ pour remodeler les masses de matériaux de façon à assurer une alimentation suffisante des lacs ;
- la gestion des minerais non utilisés du fait d'une teneur insuffisante : ces minerais sont obligatoirement placés dans les excavations complètement remblayées, au-dessus du niveau définitif de la nappe phréatique et sous une épaisseur minimale de couverture « neutre » ;
- la revégétalisation des pentes : il s'agit d'un élément important pour leur stabilité et pour la levée de certaines contraintes réglementaires et financières ; une période minimale de 5 ans est exigée pour procéder à la première évaluation de l'efficacité de cette végétalisation.

2. La transformation d'une MCO en plan d'eau n'est envisageable que si le niveau naturel de la nappe phréatique est proche de la surface du sol. Il faut également que la création d'un plan d'eau ait un intérêt pour les acteurs économiques locaux. Dans le cas contraire il convient de combler le vide créé par l'extraction de façon à réaliser une bonne mise en sécurité. L'opérateur minier est également amené à remodeler les pentes environnantes de façon à retrouver une intégration paysagère correcte et à minimiser l'impact des eaux météoriques (érosion...).

Le remplissage peut être effectué avec les stériles issus de l'extraction locale. C'est le cas le plus souvent pour les petites MCO :

- pour la division minière de Vendée : p.ex. mines de La Prée (commune de Beaurepaire, Vendée) dont l'une est restée en plan d'eau et l'autre a été comblée avec les stériles des deux excavations puis recouverte de terre végétale,ensemencée et rendue à un usage de prairie ;
- pour la division minière de l'Hérault : p.ex. mine de La Plane exploitée de mars 1992 à juin 1993 et d'où ont été extraites 335 000 tonnes de roche brute pour 7700 tonnes de minerai d'une teneur supérieure à 7%, soit une masse totale d'uranium métal d'environ 55 tonnes ;

— pour la division minière de La Crouzille (Haute Vienne) : p.ex. mine des Gorces, réaménagée entre juin 1994 et juin 1995.

Les terrains peuvent être rendus, si le contexte local le justifie, à des usages agricoles. A La Prée, les terrains entourant la MCO restée en eau ont été acquis par COGEMA et loués à des agriculteurs. En revanche le site de Rabejac (Hérault) a été restitué à la nature. Lieu de la première découverte d'uranium en Lodévois (1957), le site a d'abord vécu un long sommeil après quelques travaux exploratoires en 1958-1959. Les travaux miniers ont débuté en 1989 et se sont achevés vers 1991 après l'extraction de 16 572 tonnes de minerai qui ont donné 73 tonnes d'uranium métal. Le réaménagement de la MCO a commencé aussitôt après. Des matériaux stériles ont recouvert le site, le lit du ruisseau a été reconstitué, les premiers semis d'espèces locales ont été effectués en avril 1992. Quelques ajustements ont dû être réalisés après qu'un « plan compteur » (relevé radiométrique systématique) sur le site eut révélé quelques « points chauds ».

Le remplissage des MCO peut également être effectué avec les résidus issus du traitement du minerai. Il s'agit là d'une solution souvent retenue pour les excavations importantes, qui offrent une bonne capacité de stockage et permettent ainsi de limiter le nombre de sites accueillant ce genre de matériaux.

Le site du Cellier a été découvert en 1956. Le minerai a d'abord été traité en tas (440 tonnes d'uranium produites) puis en usine (1843 tonnes d'uranium) à partir de 1977. L'usine a traité au total 3497 tonnes d'uranium, compte tenu des apports de mines voisines. Les sables et boues résultant du traitement ont été stockés dans la MCO adjacente, suivant le principe d'un stockage alternatif dans deux cuvettes de part et d'autre d'une digue centrale. Les différents apports de boues étaient séparés par des lits de stériles. La masse totale stockée dans la MCO représente plus de 1,7 Mtonnes, contenant 23,9 TBq, principalement de radium 226. La MCO a également recueilli les stériles issus de la mine du Villeret.

A la division minière de l'Hérault, les résidus de l'usine de traitement sont stockés dans les fosses de Faille-sud, Faille centrale et Tréviel-est, d'une superficie totale de 19 hectares et situées à proximité de l'usine. Ces fosses contiennent près de 4 Mtonnes de résidus pour une radioactivité totale supérieure à 150 TBq.

Les quantités les plus importantes ont été gérées par la division minière de La Crouzille, pour les résidus de l'usine SIMO de Bessines. A proximité immédiate de l'usine, dans la mine du Brugeaud, sont stockées 5,7 Mtonnes représentant une radioactivité de 130 TBq environ (soit 3500 g de radium 226, radioélément prédominant) ainsi que 6000 tonnes provenant de l'usine du Bouchet (Essone) pour une radioactivité inférieure à 1,7 TBq. Dans la mine de Bellezane sont stockées 1,4 Mtonnes de résidus, soit une radioactivité totale de 42 TBq (1140 g de radium 226). Dans la mine de Montmassacrot sont stockées 740 000 tonnes, soit une radioactivité totale de 19 TBq pour 513 g de radium 226 ⁽¹⁸⁾.

¹⁸ Tous ces chiffres sont tirés de : ANDRA, *Inventaire national des déchets radioactifs*, 1994

Au Gabon, l'ancienne MCO de Mounana reçoit la fraction grenue des résidus après cyclonage (80 000 tonnes par an sur 130 000 au total, soit 60% environ de la masse des résidus). Les premiers travaux d'aménagement ont commencé en 1986 par la construction d'une digue séparant l'ancienne MCO du lac de Mounana (alimenté uniquement par les eaux de pluie). Les travaux de réaménagement consistent en une remise en forme et un reprofilage des sables déposés sur les abords de la carrière, l'apport de matériaux latéritiques et le recouvrement des surfaces reprofilées (sur 50 cm à 1 m d'épaisseur), enfin l'apport d'une couche de terre végétale (une dizaine de cm) et la plantation d'espèces locales pour augmenter la tenue des sols à l'érosion. Cette tenue me paraît cependant assez problématique au regard de la forte pluviosité de la région et d'une constitution générale des sols peu favorable.

2.2.3 Les bassins de stockage des résidus reçoivent une couverture protectrice

La plupart du temps, le stockage des résidus nécessite des travaux d'infrastructure spéciaux ou complémentaires :

- s'il utilise une MCO dont le volume est insuffisant, l'exploitant de l'usine peut augmenter celui-ci en construisant des digues complémentaires autour de la mine ; c'est le cas par exemple du Brugeaud et de Montmassacrot (Haute Vienne), comme des bassins de Culmitzsch et Trünzig en Thuringe ;
- si aucune MCO n'est disponible, l'exploitant peut disposer ses résidus dans des bassins spécifiques ; c'est le cas du bassin de Lavaugrasse (Haute Vienne), des bassins jouxtant l'usine du Cellier ou du site d'Ambrosia Lake (Nouveau Mexique) ; l'exploitant peut également utiliser la déclivité du terrain (comme à l'usine du Bernardan) ou un talweg (comme à Bois Noirs Limouzat (Lozère), à Lucky Mac (Wyoming) ou à Mounana (Gabon)) pour limiter le volume des digues à construire ; si en revanche le talweg est emprunté par un cours d'eau, l'exploitant doit normalement effectuer des travaux de dérivation des eaux (Bois Noirs Limouzat).

A cet égard il semble que le site de stockage de Mounana ait une histoire spéciale. D'après les informations que j'ai pu croiser, je comprends que dans les 15 premières années de l'exploitation (1961-1975), les résidus de traitement étaient déversés directement dans le lit de la rivière Ngamaboungou. Cette pratique a dû progressivement être jugée peu acceptable par COMUF, filiale gabonaise de COGEMA. En effet la Ngamaboungou se jette dans la Mitembe, affluent du Lekedi, qui lui-même se déverse dans l'Ogooué, fleuve dont la puissance symbolique est forte au Gabon. Des études de réhabilitation ont été engagées en 1984 et les premiers travaux ont débuté en 1985. Le lit de la rivière a été aménagé et enroché sur environ 2500 m et les "sables stériles" épandus dans le lit de la rivière ont été recouverts par 30 à 50 cm de latérite compactée. Les travaux ont été interrompus provisoirement en juillet 1990, date à laquelle a été construite une digue barrant le lit de la rivière. Près de 500 000 m² au total ont été recouverts avec 200 000 m³ de matériaux. Les résidus de l'usine de traitement sont aujourd'hui stockés en amont de la digue, à l'abri de laquelle ils peuvent décanter. Seules les eaux de décantation s'échappent de la retenue pour rejoindre le cours normal de la rivière. 1,6 Mtonnes de sables au total auraient été stockés dans la Ngamaboungou.

Les digues sont généralement construites avec les roches stériles issues de l'excavation. Une exception cependant pour le bassin de Lavaugrasse : la digue est constituée des sables grenus séparés des fines par cyclonage. De même le bassin d'Ambrosia Lake était ceinturé de digues faites d'un mélange entre les premiers résidus déposés et de la terre extraite localement.

Pendant l'exploitation les résidus sont généralement recouverts d'une lame d'eau. Cette lame provient pour la plus grande part de la séparation entre l'eau et les particules qui décantent et se déposent peu à peu au fond des bassins. Elle est également alimentée par les précipitations, pour peu que le site ne soit pas situé dans un climat trop sec. Elle peut également être abondée par les eaux usées des installations, après traitement et avant rejet dans le milieu récepteur (bassin de Lavaugrasse). Si le climat est trop sec (Nouveau Mexique, Wyoming) ou si la teneur en eau est trop réduite (Jouac) les résidus restent sous forme pâteuse, à l'air libre. Cela peut parfois entraîner la contamination des terrains environnants par les poussières arrachées par le vent aux résidus asséchés :

- à Lucky Mac (Wyoming) 10,9 Mtonnes de résidus sont stockées dans 3 bassins situés dans un talweg et barré par des digues successives ; au nord de ces bassins se trouvent par ailleurs trois bassins spécialement affectés au recueil des eaux de procédé, sans résidus ; la surface directement concernée par les stockages de résidus divers s'élève à 162 hectares mais 81 hectares supplémentaires ont été contaminés par les poussières ;
- à Shirley Basin (Wyoming) 7,7 Mtonnes de résidus sont stockés dans 2 grands bassins ; la superficie totale des bassins et de l'usine associée est également de 162 hectares mais 40 hectares ont été contaminés par les poussières ;
- à Ambrosia Lake (Nouveau Mexique) le vent et les eaux ont entraîné la contamination sur une superficie d'environ 230 hectares ; environ 1 Mtonnes de résidus étaient stockées sur une surface de 45 hectares.

Je n'ai pas d'indications sur une éventuelle contamination ou absence de contamination des terrains environnant l'usine de Jouac.

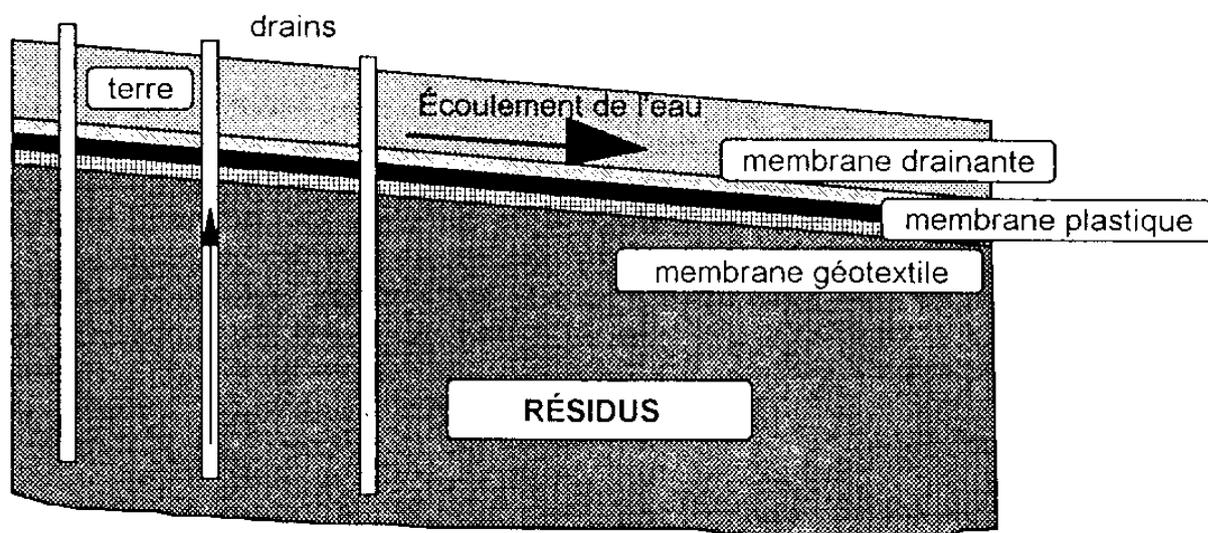
En fin d'exploitation la politique universellement retenue consiste à assécher les résidus de façon à améliorer leur stabilité ainsi que celle des digues de ceinture. En contrepartie il faut disposer sur les surfaces ainsi découvertes des couches de matériaux destinées à limiter les émanations de radon. Celles-ci sont en effet bloquées par un écran d'eau, diminuées dans un milieu humide mais favorisées par la sécheresse des matériaux contenant le radium, élément père du radon. Par ailleurs l'assèchement progressif entraîne un risque supplémentaire de dispersion de poussières radioactives, risque qu'il convient de gérer au fur et à mesure du découverture des résidus.

Dans les climats semi-arides l'exploitant a intérêt à seulement accompagner le mouvement naturel d'assèchement. Ainsi à Shirley Basin comme à Lucky Mac, PATHFINDER a mis en place un système de « brumisateurs » autour des bassins, alimentés par l'eau pompée dans ceux-ci : la multiplicité des gouttelettes pulvérisées accroît la surface d'échange air-eau et accélère considérablement l'évaporation. La méthode est

également avantageuse car elle évite d'avoir à effectuer un traitement des eaux extraites du bassin.

Dans un climat comme celui de la Thuringe, il faut au contraire pomper la lame d'eau pour la diriger vers une station de traitement. Le bassin de Culmitzsch est en fait constitué de deux compartiments séparés par une digue centrale : l'un recueillait les résidus d'un traitement effectué par voie alcaline, l'autre par voie acide. Les bassins sont implantés sur des MCO mais complétés par des digues spécialement aménagées ou des terrils. Un dénivelé de 14 m environ est maintenu entre les niveaux des deux lacs du fait des volumes différents traités par les deux procédés d'une part, de la stabilité réduite de certaines digues d'autre part. Les travaux de réhabilitation des bassins s'organisent selon trois directions conduites simultanément :

1/ l'assèchement des bassins : les lames d'eau ont été réduites de 5 m entre 1990 et 1995, soit 5 Mm³ enlevés et traités ; ne restent plus dans le bassin alcalin que 5 Mm³ (épaisseur de la lame d'eau égale à 10 m) et 2 Mm³ dans le bassin acide (épaisseur de la lame d'eau égale à 5 m) ; l'assèchement total étant impossible, la politique de WISMUT, exploitant, consiste à enlever 20% à 30% de l'eau interstitielle dans les résidus ; les calculs ayant montré qu'il faudrait attendre 500 ans pour que ce résultat soit atteint sans intervention humaine, WISMUT a mis en place un système de drains :



- une membrane multicouche est posée sur la surface des résidus découverts : géotextile (pour la stabilité mécanique) + plastique + drainante ;
- cette membrane est percée à intervalle réguliers par des drains verticaux qui s'enfoncent dans la profondeur des résidus ;
- l'eau interstitielle monte dans les drains à cause du phénomène de capillarité et du poids de la couverture en terre déposée sur la membrane ;

- elle s'écoule dans la couche drainante, sur la couche plastique, vers le centre du bassin où elle est récupérée par une pompe qui la dirige vers les installations de traitement ; cette méthode est utilisée couramment pour l'assèchement des polders (Pays-Bas...).

2/ la couverture des résidus asséchés : imposée par la cristallisation des sels et la formation de poussières, elle a nécessité jusqu'à la date de ma visite près de 2 Mm³ de matériaux ; la couverture posée jusqu'ici est provisoire : ses objectifs principaux sont d'abord l'accélération du drainage des résidus et la prévention des contaminations ; sa pose a été facilitée par le fait que, le rejet des pulpes de résidus ayant été effectué à partir du bord du bassin, la périphérie de celui-ci est constituée des particules les plus grosses, alors que les fines se sont rassemblées dans la partie centrale, plus profonde ; la circulation des engins de terrassement sur cette partie centrale oblige à poser une membrane géotextile stabilisatrice ;

3/ le traitement des eaux résiduelles : il s'agit d'un traitement classique, par ajout de chlorure de baryum puis de chlorure de fer ; il permet de réduire les concentrations en uranium, en radium et en divers métaux (arsenic...) avant leur rejet ; les concentrations résiduelles sont d'environ 50 µg.l⁻¹ en uranium, 0,1 Bq.l⁻¹ en radium et 17 µg.l⁻¹ en arsenic ; les boues résultantes sont rejetées dans le bassin, mais le manque de place obligera à les envoyer sur un autre site pendant les 2-3 dernières années du traitement des eaux.

Pour le bassin de Trünzig, voisin de Culmitzsch, le mode opératoire est similaire mais l'élimination de l'eau contenue dans les résidus a certainement été accélérée par la forte perméabilité du fond du stockage : les résidus sont stockés sur un sol à base de grès, qui a fourni un chemin aisé vers la nappe phréatique sous-jacente. Il m'a été indiqué que, au Wyoming, le site de Lucky Mac dispose d'un fond de bonne qualité, constitué d'argile, mais que certains « drains » en grès ont nécessité des actions correctives dès le début de l'exploitation. Je pense effectivement que la vigilance des autorités réglementaires américaines chargées de la tutelle des mines et de la protection de l'environnement était à l'époque nettement supérieure à celle des autorités est-allemandes.

Par ailleurs, à Lucky Mac comme à Shirley Basin, la consolidation des résidus par extraction de l'eau interstitielle est également accélérée par l'implantation d'un réseau de drains verticaux et la pose d'une couverture intérimaire pesante. Le temps nécessaire pour réaliser cette consolidation a été estimé à 2-5 ans à Lucky Mac. Un responsable local de PATHFINDER m'a confié sur le site son scepticisme sur la pertinence de cette méthode, mais je n'ai pas recueilli au cours de mes investigations pendant toute cette année 1995 d'information susceptible de confirmer ce scepticisme. Il est vrai que la réhabilitation du site proprement dite ne peut, en vertu des lois et règlements applicables au Wyoming, être entreprise avant que la stabilité mécanique des résidus ait pu être démontrée par l'exploitant. Y a-t-il un lien entre cette exigence et ce que je peux interpréter comme une certaine impatience d'achever la réhabilitation ? Je ne saurais répondre aujourd'hui.

Pour ce qui concerne mes expériences françaises, les résidus stockés dans le bassin de Lavaugrasse (Bessines, Haute Vienne) sur une hauteur maximale de 40 m étaient recouverts d'une lame d'eau de 1,5 à 2,5 m d'épaisseur. Cette lame constituait un stock régulateur pour moduler les quantités d'eau rejetée en fonction du débit du milieu récepteur, la rivière Gartempe ; elle a été progressivement vidée pendant l'année 1994. Là encore les zones les plus instables ont nécessité la pose d'une membrane artificielle (toile de feutre renforcée par des treillis soudés). La couche de recouvrement devrait avoir une épaisseur maximale de 2 m. Le bassin du Brugeaud a également été vidé de ses eaux résiduelles pendant l'année 1993.

La couverture définitive des stockages a pour objectifs principaux la prévention des émanations de radon, la protection contre l'érosion et la limitation des infiltrations. Elle utilise généralement les matériaux disponibles par ailleurs du fait de l'extraction, principalement les stériles miniers mais parfois aussi certains résidus de plus forte granulométrie, dont la radioactivité massique est par conséquent plus faible que celle des sables fins à caractère quasi argileux. La couverture est complétée par une couche de terre végétale qui permet l'enracinement d'espèces indigènes. Il faut cependant remarquer qu'une couverture réalisée avec des stériles de mine donnera lieu à des émanations de radon légèrement plus importantes qu'une couverture réalisée avec de la terre « normale ». Comme cela a été indiqué au début de ce chapitre, les stériles ne sont pas exempts de matières radioactives : ils sont définis essentiellement par leur teneur en uranium (la chaîne du thorium 232 n'est pas prise en compte) et la démarcation entre « stérile » et « minerai » dépend en partie des paramètres économiques prévalant sur le marché de l'uranium.

COGEMA a procédé à la constitution de planches d'essai sur les sites de l'Écarpière et de Montmassacrot. Ces planches ont montré que le recouvrement par des stériles « francs »¹⁹ amène une amélioration significative de la protection : en moyenne les flux de radon sont réduits de 80% et le débit de dose γ est réduit de 70%. Du point de vue radiologique, il est équivalent de placer 1 m de stériles non compactés ou 0,5 m de stériles compactés. Par ailleurs la compaction des stériles diminue la perméabilité de la couverture d'un facteur 1000 environ.

A Lucky Mac, la barrière radon sera constituée d'une couche de schistes argileux épaisse d'environ 60 cm ; à Shirley Basin 1 m d'argile sera déposé au-dessus des résidus. A Ambrosia Lake, le choix s'est porté sur de la terre compactée prélevée à proximité immédiate du site, pour une épaisseur d'un mètre. Tous ces choix sont effectués sur la base d'un modèle informatisé développé par la NRC pour servir de guide aux opérateurs d'usines de traitement ; pour évaluer l'épaisseur de la barrière nécessaire, ce modèle prend en compte la nature des résidus à confiner, la nature du matériau utilisable (selon les possibilités locales) et sa capacité de rétention d'humidité.

¹⁹ Les minerais résiduels après une lixiviation en tas ont des caractéristiques qui les rapprochent des stériles, mais n'en sont pas réellement, ne serait-ce que par leur charge résiduelle en éléments chimiques apportés par le traitement. Ils ne peuvent pas être considérés comme des stériles francs.

2.2.4 Les bassins de stockage des résidus recueillent les débris des usines de traitement démantelées

On cherche souvent à quoi pourrait ressembler un site de stockage pour les déchets TFA... Les bassins à résidus offrent un exemple concret, dont la vocation se limite cependant aux matériels issus du traitement des minerais. En revanche, la provenance géographique de ces matériels n'est pas limitée aux installations locales.

COGEMA a procédé à des évaluations de la radioactivité globale de ses installations démantelées ; cette radioactivité provient essentiellement des tartres divers accumulés sur les parois (tuyauteries...) ou de la pénétration de radioéléments dans des matériaux « poreux » (pour cause de fuites, égouttures, ruissellements divers...). L'évaluation commence par l'identification des différents secteurs susceptibles de renfermer des matières contaminées : préparation du minerai, attaque, séparation solide/liquide, neutralisation, utilisation de résines. Pour chaque secteur, on détermine le volume des bétons (contamination en masse), la surface des ferrailles (contamination surfacique), les caractéristiques des tartres (épaisseur, radioactivité surfacique et/ou massique...).

Contamination des matériels utilisés à l'usine de l'Écarpière

	Préparation	Attaque	Séparation	Neutralisation	Résines
Épaisseur	1 mm	20 mm	10 mm	10 mm	2 mm
Activité massique Ra 226	23 Bq.g ⁻¹	431 Bq.g ⁻¹	102 Bq.g ⁻¹	12 Bq.g ⁻¹	1050 Bq.g ⁻¹
Masse ferrailles	1200 t	100 t	200 t	200 t	200 t
Activité ferrailles	11 GBq	400 GBq	80 GBq	16 GBq	160 GBq

Total partiel	667 GBq
Activité bétons (1720 tonnes à 12,5 Bq.g ⁻¹)	22 GBq
Matières résines	116 GBq
ACTIVITÉ TOTALE	805 GBq
(Rappel activité totale des résidus stockés	167 000 GBq)

A l'Écarpière, "certains matériaux qui ont été durant l'exploitation au contact des produits uranifères et qui peuvent présenter une faible radioactivité, d'ailleurs du même ordre que celle des résidus de traitement des minerais, ont été répertoriés et entreposés dans le bassin de stockage sur deux aires spécialement aménagées et parfaitement délimitées." (20) Une politique identique a été adoptée à Jouac, où l'on m'a montré au fond d'un bassin en cours de remplissage une zone de stockage de matériels faiblement contaminés. Cette zone accueille aujourd'hui des ferrailles issues de la maintenance (21), elle a vocation à recueillir les produits de démantèlement de l'usine le jour venu. Les mesures préalables effectuées sur ces matériels montrent des contaminations de l'ordre de 2 Bq.cm⁻² en radioémetteurs α et un débit de dose typique à 50 cm de 1,25 μ Gy.h⁻¹. Toutes les autres installations dont a hérité COGEMA ont été démantelées de la même façon. De même pour les usines que j'ai pu visiter en Thuringe (site de Seelingstadt, MCO de Lichtenberg (22)).

20 COGEMA, *La lettre de l'Écarpière*, n° 2, février 1994.

21 J'ai cru comprendre que certains matériels viendraient également du Forez.

22 Celle-ci accueille également un "dépôt temporaire" de matériels souillés par des hydrocarbures ; je ne sais pas si ces hydrocarbures sont eux-mêmes souillés par des matières radioactives.

Les sites du Wyoming font l'objet d'une gestion spéciale. A Lucky Mac le démantèlement de l'usine de traitement a commencé par le tri et le nettoyage de tous les matériels susceptibles d'être récupérés. Certains ont été remis dans le domaine public après une décontamination poussée, d'autres ont été vendus aux filiales canadiennes de COGEMA pour reprendre du service. Cette politique n'a pu être reprise à Shirley Basin du fait de la détérioration plus importante de ces matériels et de leur âge (à l'exception du broyeur, réutilisé sur le projet canadien de MacLean). Les matériaux à base d'amiante ont été enfouis dans des tranchées et recouverts d'au moins 1,5 m de terre. A Lucky Mac, les débris de démolition de l'usine ⁽²³⁾ ont été placés en renforcement d'une digue pour l'un des bassins, dans une structure « mille-feuilles » où alternent une couche de débris (≈ 90 cm) et une couche de terre compactée (≈ 30 cm). L'ensemble est recouvert d'une couche de schistes argileux puis d'une couche de débris rocheux. Par ailleurs les fondations trop contaminées ont été laissées sur place (mais concassées) et la surface de l'usine sera intégrée à la réhabilitation des bassins, donc recevra la même couverture (barrière radon + protection contre l'érosion).

A Shirley Basin, les matériels démantelés ont été placés dans des tranchées creusées en pleine terre, selon le principe du « mille feuilles ». La particularité du site de Shirley Basin est qu'il a obtenu l'autorisation de la NRC pour stocker des déchets provenant d'installations de lixiviation *in situ*, même pour des sites situés dans des États autres que le Wyoming. Cette autorisation est limitée aux sites gérés par les filiales de COGEMA ou exploités en *joint venture* avec d'autres partenaires. En raison du caractère potentiellement dangereux de ces déchets au plan chimique, indépendamment des considérations radiologiques, l'État du Wyoming a usé de sa compétence juridique pour limiter le volume de déchets à 37 200 m³, après des négociations difficiles. PATHFINDER cherche actuellement à renégocier cette quantité. Les déchets sont amenés sur le site par des camions recouverts de vinyle, afin d'éviter leur contamination et les opérations de lavage qui seraient rendues nécessaires pour leur retour. Les déchets sont déversés dans des fosses creusées dans l'un des bassins de résidus et recouverts de terre immédiatement. Ce recouvrement n'est pas efficace à 100% puisque j'ai pu observer dans la fosse ouverte à la date de ma visite des tuyaux, poutrelles et autres débris qui émergeaient de la terre, donnant une impression assez désolée. En juillet 1995, une centaine de camions avaient été accueillis, provenant de 5 sites dont 2 situés au Texas. Il n'est pas besoin de dire l'émergence d'une opposition locale à l'invasion des « déchets étrangers ». Dans sa politique de communication, PATHFINDER joue du fait que cette pratique est parfaitement en phase avec la politique générale de la NRC visant à limiter le nombre de « sources » de radioactivité disséminées sur le territoire pour les regrouper dans des ensembles plus facilement gérables et contrôlables.

Enfin on ne peut pas passer sous silence la pratique (heureusement abandonnée) ayant consisté à déposer quantités de déchets variés dans les zones de stockage utilisées par la division minière de La Crouzille. Mais j'y reviendrai ultérieurement car la portée de cette pratique dépasse largement le cadre d'une simple gestion des multiples déchets issus de l'industrie nucléaire.

²³ Bâtiments, mais aussi tuyauteries, réservoirs divers...

Les solutions techniques visant à maîtriser les conséquences radiologiques des résidus miniers semblent définies de façon universelles, bien que soumises à des adaptations locales justifiées par des contextes particuliers. Est-ce à dire que le chapitre est clos et le problème réglé une fois pour toutes ? Certainement pas.

Les expériences que j'ai pu recueillir à l'étranger, mais surtout lors de la mission que j'ai conduite en Limousin, à Bessines, m'ont confirmé dans l'idée que la dimension sociale et politique de la gestion des résidus miniers est aussi importante que sa dimension technique. J'ai même tendance à penser qu'elle la conditionne dans une large mesure, comme dans beaucoup de domaines de l'énergie nucléaire. A cet égard, je ne suis pas certain aujourd'hui que l'on soit déjà arrivé au bout du chemin.

B. L'ACCEPTABILITE DES SOLUTIONS RETENUES REQUIERT DE PLUS AMPLES EFFORTS PARTAGES

Levons immédiatement une ambiguïté qui pourrait avoir des répercussions regrettables. Lorsque je parle d' « acceptabilité », il n'est pas question pour moi de faire allusion à une quelconque « recette » destinée à faire avaler au bon peuple la solution concoctée par « Les Experts ». Il ne s'agit pas présenter dans un bel enrobage de communication des choix « verrouillés » par ailleurs... qui ne sont donc plus des choix, au moins pour certains !

En parlant d'acceptabilité, je ne souhaite pas non plus évoquer ces sortes de consensus mous qui émergent de la conjonction malheureuse entre un débat mal défini et une volonté politique défailante. L'acceptabilité n'est pas la fille du renoncement ou de l'abandon. Elle résulte de la reconnaissance par chacun de la légitimité de tous les autres, de la clarté des discours et des procédures, enfin de la capacité de décider après le temps de la discussion.

En matière de gestion des résidus miniers, elle résultera aussi du renforcement des assurances qui doivent être recherchées sur le plus long terme.

1. DES ASSURANCES RAISONNABLES DOIVENT ETRE RECHERCHEES SUR LE PLUS LONG TERME.

1.1 Un confinement adéquat des radionucléides est le critère majeur de la performance

Le principe de base de la sûreté d'une installation à caractère nucléaire, quel que soit son statut juridique, est la mise en place de mécanismes visant à prévenir la dispersion accidentelle des substances radioactives et à contrôler strictement les modalités de leur rejet volontaire dans l'environnement. Le fonctionnement normal d'une telle installation exige donc la réalisation d'un arbitrage subtil entre confinement et dispersion. Le stockage des résidus de l'extraction et du traitement des minerais d'uranium ne peut déroger à cette règle générale.

1.1.1 La qualité du confinement dans les stockages actuels de résidus suscite des inquiétudes pas toujours injustifiées

Il ne semble pas exister de réelle polémique sur l'efficacité des couvertures destinées à faire barrière aux émanations de radon. Lors de l'audition du 16 novembre 1995 il y a bien eu une petite « passe d'armes » entre F. ROLLINGER et J.P. PFIFFELMANN : le premier estimait que *"les couvertures proposées par COGEMA semblent assez pauvres par rapport à ce qui peut se faire dans d'autres endroits et par rapport à ce qui est fait au Bouchet. On peut se demander quels sont les objectifs."* Le second répliquait que *"nos couvertures ne sont pas faites n'importe comment : elles ont divers objectifs et sont appuyées pour leur composition au moment de leur réalisation sur le résultat de planches d'essais [...] dont les résultats peuvent être analysés et contrôlés. Là non plus il ne s'agit pas de faire n'importe quoi."* De son côté C. DEVILLERS, Directeur délégué de l'IPSN pour les déchets radioactifs, estimait en début de séance que *"pour ce qui est de l'aspect migration du radon, c'est une question de maintien de l'humidité de la couverture et d'épaisseur de cette couverture. Il y a des données objectives qui permettent d'avoir une certaine confiance dans les dispositions que la COGEMA envisage."*

Lors de ma visite en Limousin, COGEMA m'a effectivement indiqué que, si elle estime avoir mis en place une gestion du risque « air » assez efficace, la protection contre le risque « eau » est nettement plus fragile. Les principales faiblesses techniques sont la connaissance insuffisante de la circulation des eaux souterraines (particulièrement pour les eaux profondes des massifs granitiques très fracturés), l'acidité naturelle des minerais, l'acidité résiduelle des résidus, la présence d'autres charges polluantes tout aussi gênantes voire plus dangereuses que les radioéléments dissous. Ces faiblesses sont d'autant plus fortes que l'écoulement du temps accroît les incertitudes.

Il est vrai qu'il existe un décalage entre la politique de confinement des particules de résidus et la politique de confinement des radionucléides contenus dans ces particules. Autant on cherche à minimiser le second terme, autant on gère avec souplesse le premier terme. Les résidus sont le plus souvent déposés à même le sol, sans protection artificielle spéciale (membrane étanche...).

Cela peut parfois conduire à des surprises désagréables. Je me suis étonné lors de ma visite aux installations de Jouac, de voir en aval de la digue ceinturant un bassin de résidus quelques grandes flaques et mares teintées de la couleur rouge brique caractéristique des résidus. Mes interlocuteurs m'ont alors informé (confessé ?) que la digue étant constituée de stériles n'a pas de cœur étanche. De fortes précipitations en 1993 ont entraîné une infiltration des particules les plus fines à travers la digue, qui se sont répandues à l'extérieur du bassin de stockage. Un curage des lieux était prévu pour l'été 1995, après ma visite. Cet incident a amené l'exploitant à mettre en place au pied intérieur de la digue un « masque » de granulats fins destiné à empêcher toute nouvelle infiltration.

La dispersion de résidus peut donner lieu à des accrochages plus sérieux. Dans son étude précitée sur l'impact radioécologique des activités de la division minière de La Crouzille, la CRII-RAD a pu pénétrer dans certaines galeries des travaux miniers

souterrains situés au-dessous de la mine à ciel ouvert de Bellezane. Elle y a prélevé un échantillon de boues de décantation. *"En surface, la mine à ciel ouvert recueille les résidus de lixiviation produits par l'usine SIMO de Bessines. Les boues prélevées dans la galerie correspondent, ceci a été confirmé par Cogema, à la « décantation des eaux de drainage » des résidus stockés dans la MCO 105. Les résidus stockés en surface se trouvent donc ainsi en communication avec les galeries souterraines. L'analyse de cet échantillon permettra donc d'obtenir des informations sur le degré d'étanchéité du stockage des résidus en mine à ciel ouvert situé en surface et sur les risques de contamination des eaux souterraines."* (24)

Avec la pugnacité qu'on lui connaît, Mme RIVASI est revenue sur cette délicate question lors de l'audition du 16 novembre 1995. *"On nous parle de confinement ; en quoi y a-t-il confinement quand vous mettez cela dans des mines d'uranium avec des galeries souterraines en-dessous ? Je demande à M. KALUZNY s'il accepterait que ce soit considéré comme un site de stockage. Il y a des fissurations, des galeries et une présence d'eau. On est dans une configuration qui n'offre pas les garanties de confinement. On ne peut absolument pas parler de confinement. [...] Qu'en est-il des migrations ? souterraines ? Quand la CRII-RAD a fait des expertises on a retrouvé des résidus dans les galeries : cela passait déjà !"*

COGEMA ne nie pas la possibilité de dispersion souterraine de particules issues des résidus : *"Il est évident que si l'on souhaite un confinement parfait dans une mine à ciel ouvert [...] on trouvera toujours à me dire qu'il y a des fractures par lesquelles cela peut s'enfuir ou migrer."* En revanche COGEMA estime qu'il ne faut pas confondre cette dispersion des grains de matière et la dispersion des radionucléides par dissolution dans les eaux souterraines. Pour limiter ces « fuites » ou « migrations », plusieurs moyens sont susceptibles d'être mise en oeuvre :

- tout d'abord une bonne barrière radon participe de la protection contre l'infiltration des eaux météoriques, donc réduit le potentiel de dispersion et de lixiviation des résidus ;
- ensuite les stockages de résidus sont généralement ceints de réseaux de drainage qui d'une part recueillent les eaux ruisselant sur la surface du stockage, d'autre part évitent des infiltrations par leur base ;
- pour les MCO utilisées comme stockages, la constitution d'un réseau de drainage efficace est plus délicate et la présence de fractures nombreuses en fond de mine et sur les parois est une évidence ; la solution consiste à placer en fond de mine et en « tapis » contre les parois une couche de matériaux de forte perméabilité ; ces matériaux accélèrent la circulation périphérique des eaux ayant pu s'infiltrer par ailleurs et limitent donc la possibilité pour ces eaux d'entrer dans le cœur du stockage ; le fond de la mine peut également être percé de drains qui évacueront vers les profondeurs de la terre les eaux drainées par cet « entonnoir » périphérique ; on peut dire que l'exploitant cherche à mettre en oeuvre un « confinement dynamique » autour de ses

²⁴ Voir Volume 1, Chapitre 2 « Évaluation du terme source », p. 33.

résidus ; ce confinement ne peut jamais être totalement efficace puisque le drain périphérique est justement très peu étanche.

Cela ne veut pas dire pour autant que tout risque de contamination des eaux soit écarté. En Thuringe, les bassins de stockage de Culmitzsch et Trünzig sont séparés par une petite vallée. La percolation des eaux à travers les digues respectives de ces deux bassins provoque la contamination des résurgences apparaissant dans la vallée. Par ailleurs, si autour de Ronneburg certains terrils ont pu être réhabilités sur place grâce à une géologie et une charge polluante favorables, il n'en a pas été de même pour le terril de Gessenhalde : rassemblant des minerais ayant subi une lixiviation en tas, il était potentiellement si polluant que WISMUT a décidé de déplacer l'ensemble du terril vers un lieu de stockage plus adapté. Les habitants d'un village situé à une centaine de mètres étaient susceptibles de recevoir une exposition significative en cas d'inaction. A la date de ma visite restaient encore à enlever près de 500 000 m³ de matériaux. Pour une raison que je ne connais pas WISMUT a décidé de réhabiliter sur place le terril de Nordhalde, en même temps que la MCO associée. Les eaux de percolation sont recueillies par un système de drainage. Leur forte acidité (pH \approx 2,4) et leur forte teneur en éléments polluants (sulfates, chlorures, oxydes de fer...) ont amené l'exploitant à « neutraliser » ces eaux par une aspersion sur des surfaces couvertes de cendres d'incinération. Le pH remonte à une valeur plus acceptable (5 à 6) et divers éléments précipitent et peuvent être isolés : uranium, fer, magnésium, calcium...

Dans tous les pays, dans tous les sites, l'opérateur des installations de concentration de l'uranium doit procéder à un traitement de ses eaux. J'ai évoqué plus haut les obligations posées par le décret 90-222 en matière de concentration en radium soluble. Des exigences similaires sont naturellement imposées par les autorités nationales des autres pays. C'est la preuve — mais en fallait-il vraiment une ? — que les eaux percolant à travers les résidus se chargent, même en quantités minimes parfois, de substances radioactives que l'on doit gérer.

1.1.2 Le noyage des mines peut provoquer des pollutions a priori temporaires

Un problème similaire doit être mentionné à propos du noyage des mines. Lors de mon passage en Limousin, les représentants de la FLEPNA m'ont fait part de leur inquiétude à propos du noyage des travaux miniers souterrains dans la région. Ils m'ont rapporté une pollution sérieuse survenue à l'Argentière (Hautes Alpes) due à une mine noyée, antérieurement exploitée par METALEUROPE. Il est clair que cette opération est potentiellement inquiétante puisqu'elle conduit à supprimer le pompage des eaux d'exhaures et les traitements associés. J'ai cherché de plus amples renseignements, qui me conduisent à penser que si la situation de la mine noyée ne doit pas susciter de grandes inquiétudes, c'est bien l'opération de noyage en tant que telle qui est l'étape la plus délicate. Deux phénomènes se conjuguent : 1/ en présence d'air, des réactions d'oxydation peuvent se développer et conduire à la formation d'espèces solubles (par exemple transformation d'uranium valence 4 en uranium valence 6) ; 2/ l'oxydation peut également conduire à l'augmentation de l'acidité du milieu, qui favorise la solubilisation de certaines espèces chimiques (métaux...). Ces éléments seront entraînés dans l'eau souterraine lorsque celle-ci viendra baigner à nouveau les surfaces découvertes pendant l'exploitation de la mine. Au bout d'un certain temps cependant, la présence de l'eau

empêchera la poursuite des réactions d'oxydation donc stoppera la solubilisation des éléments polluants. Le retour à un équilibre hydrologique amène normalement, à plus ou moins long terme, le retour de l'équilibre chimique.

J.P. PFIFFELMANN m'a communiqué une note décrivant les risques associés à la phase de remontée des eaux ⁽²⁵⁾. Il me paraît intéressant d'en reproduire certains passages. *"Le suivi de la qualité des eaux se fait en cours de remontée de celles-ci dans les TMS ainsi qu'au point de rejet lorsque le site a atteint son équilibre hydrologique. Ce suivi est assuré grâce à des prélèvements effectués dans les travaux miniers, dans certains sondages ainsi que dans les piézomètres du site. Les enseignements que nous pouvons tirer des observations faites dans nos travaux sont les suivants :"*

- "— la qualité des eaux est extrêmement variable dans la période qui suit immédiatement l'arrêt de l'exhaure ; des teneurs élevées peuvent être observées pour les éléments tels que U, Ra et les métaux associés ;"*
- "— ces fortes teneurs correspondent aux prélèvements effectués dans des zones où les minéralisations sont présentes ; il s'agit d'un lessivage de la fraction minérale rendue mobilisable par l'action de l'oxydation lors de l'activité minière ($U^{IV+} \rightarrow U^{VI+}$; $Fe^{2+} \rightarrow Fe^{3+}$) ;"*
- "— la remise en saturation du milieu a comme principale conséquence une diminution de l'oxydation d'où une diminution voire une suppression du lessivage et le retour à l'équilibre hydrogéochimique ;"*
- "— il existe une véritable stratification des eaux dans les TMS noyées, comparable à ce qui a été observé dans les MCO noyées ; aucun mélange entre les différents types d'eaux n'a été observé ; l'alimentation des niveaux supérieurs des TMS se fait en grande partie par l'infiltration de l'eau de surface qui aura un pouvoir dilutif ;"*
- "— la surveillance du point de rejet (débordement correspondant généralement à d'anciens travaux miniers) montre une amélioration de la qualité des eaux comme cela est illustré par [les] exemples du Forez, de l'Écarpière et de La Commanderie."*

A La Commanderie comme à l'Écarpière on constate effectivement que, en moyenne annuelle, la qualité radiologique des eaux prélevées après noyage est au moins égale si ce n'est supérieure à celle des eaux d'exhaures extraites pendant la période d'exploitation. Seraient-elles pour autant susceptibles d'un rejet sans traitement ?

Le noyage de travaux souterrains sera d'autant plus délicat à gérer que l'opérateur minier aura pu procéder à une lixiviation *in situ* au sein du gisement. C'est le cas par exemple de la mine de Königstein (Basse Saxe). Une configuration géologique particulière a amené WISMUT à pratiquer une lixiviation *in situ* par un procédé acide. 12 Mm³ de minerai ont été soumis à ce traitement après avoir subi des explosions

²⁵ COEEMA - BU-SES, *Méthodes d'évaluation de la remontée des eaux dans les travaux miniers souterrains et suivi de la qualité des eaux*, 1996.

souterraines destinées à accroître leur perméabilité et la surface d'échanges minéral / acide. Les solutions acides chargées d'uranium étaient ensuite traitées à l'usine de Seelingstadt. Une seule ligne de production de cette usine reste actuellement en fonction pour achever le traitement des solutions résiduelles. 433 000 m³ de ces solutions à 0,55 g.l⁻¹ d'acide sulfurique circulent encore aujourd'hui entre les blocs ; 1,9 Mm³ imprègnent par ailleurs les porosités de la roche.

Or les travaux miniers sont surmontés d'une nappe phréatique importante, qui contribue à l'alimentation en eau de villes proches comme Dresde. Le risque que de l'eau contaminée monte de la mine vers cette nappe est réel, à cause de multiples défauts tectoniques et de percements dûs aux opérations minières. WISMUT a engagé un programme d'études significatif ainsi qu'une expérimentation de remontée d'eau afin de valider certaines hypothèses (printemps 1993-été 1994).

En France également on a procédé à des lixiviations *in situ*, comme par exemple dans certaines portions des TMS effectués à l'Écarpière. Dans son *Audit hydrogéologique du site minier de l'Écarpière*, SGN note que "après 100 jours de remontée les concentrations ont nettement chuté, passant de 3 à 0,4 Bq.l⁻¹ pour le radium et de 2 à moins de 0,2 mg.l⁻¹ pour l'uranium". SGN remarque cependant que compte tenu de l'équipement interne du point de mesure, "la représentativité des mesures réalisées en ce point est très faible". D'autres points fournissent cependant des valeurs plus pertinentes. En définitive, SGN estime que "à l'heure actuelle les concentrations en radium et uranium dans l'enceinte du site minier sont essentiellement liées : a) au bruit de fond naturel, lequel peut être élevé dans un environnement uranifère ; b) à l'oxydation des zones enrichies pendant les phases d'exploitation favorisant une remobilisation des éléments en solution lorsque le milieu est de nouveau saturé ; c) à la lixiviation *in situ* réalisée dans certaines parties des TMS en phase d'exploitation." Les graphiques portant sur trois points de mesure montrent qu'un paramètre chimique essentiel comme le pH reste pratiquement constant sur la période étudiée (juin 1992 à février 1994), de même que la concentration en uranium. SGN note cependant que les valeurs relevées en phase d'exploitation étaient souvent nettement supérieures (7 à 41 mg.l⁻¹ pour l'uranium en 1981, par exemple).

Je ne pense pas que l'on puisse se passer du noyage des travaux miniers souterrains. L'exploitant devrait cependant afficher clairement le risque réel de pollution et convaincre que la seule garantie à long terme réside dans le rétablissement d'un équilibre chimique qui ne peut être réalisé qu'en supprimant les voies d'oxydation. Cette garantie à long terme doit impérativement être accompagnée de la seule garantie valable à court terme, à savoir la surveillance renforcée des cours d'eau et sources d'alimentation en eau potable, qui préserve les possibilités d'intervention en cas de dérive imprévue. Le risque semble être essentiellement transitoire, même si je ne peux à l'heure actuelle me faire une idée précise de la durée du transitoire. Malgré tout il me paraît important de démontrer, à l'administration mais surtout à la population locale, que la nuisance à court terme sera correctement gérée puisqu'elle ne peut être ni prévenue ni supprimée.

Malheureusement la capacité prévisionnelle de l'opérateur et la portée de cette si nécessaire surveillance sont singulièrement réduites lorsque les travaux miniers ont eu lieu dans des milieux géologiques fracturés, comme c'est le cas en Limousin. Le site

minier de Lodève, bien que situé en milieu plutôt sédimentaire est lui aussi le lieu d'un "schéma hydrologique relativement complexe, avec des aquifères superposés, localement captifs, des failles jouant le rôle de drains ou d'écran, etc. L'état initial de ce système naturel a évidemment été perturbé par les vides créés par l'exploitation et par l'exhaure actuelle de la mine". COGEMA a engagé les démarches visant à clarifier certains phénomènes importants pour la gestion de la remontée des eaux, lorsque les installations minières de l'Hérault viendront à fermer dans les prochaines années. Cette étude sera conduite pendant 4 mois dans le cadre d'un mémoire de fin d'études par un élève de l'École des Mines de Paris. Elle est prévue pour s'achever en septembre 1996.

1.1.3 La meilleure connaissance du comportement de la source permettra peut-être de borner l'horizon temporel du traitement des eaux

On sait déjà que la mise en place d'une bonne barrière radon va par ailleurs limiter le potentiel d'infiltration des eaux météoriques dans le tas de résidus, limitant ainsi la lixiviation « naturelle » et les possibilités de mise en solution des radioéléments. On sait également dans quelle mesure le dépôt de tel ou tel type de matériau est susceptible d'aggraver ou de réduire le risque de contamination. On sait enfin l'importance des conditions chimiques dans la (re)mobilisation éventuelle des radionucléides. Il convient alors de concevoir le stockage de façon que le matériau concerné soit placé dans le contexte physico-chimique le plus favorable à l'objectif de protection.

Un tel principe est appliqué pour le remplissage de la mine à ciel ouvert de Lichtenberg (Thüringe), que j'ai déjà évoquée précédemment. WISMUT a entrepris de remplir la mine avec les stériles issus des nombreux puits d'extraction percés dans la région de Ronneburg. Ces minerais trop pauvres étaient entassés jusqu'ici en terrils dispersés. La MCO avait déjà été remblayée partiellement du temps de la RDA : d'une profondeur maximale de 240 m il ne restait plus qu'un peu plus de 100 m et 80 Mm³ de vide contre 160 Mm³ au maximum avant le début des travaux. WISMUT souhaite placer 90 Mm³ sur 120 Mm³ « disponibles » dans les terrils. La configuration finale du terrain fera donc ressortir une légère butte au-dessus de l'ancienne MCO.

Les stériles les plus riches en pyrites seront placés au fond de la mine, à une altitude toujours inférieure à celle du niveau minimum de la nappe phréatique. En effet, les pyrites s'oxydent en présence de l'oxygène de l'air pour donner de l'acide sulfurique, qui favorise la dissolution des métaux lourds. Une bonne protection est donc constituée par le « noyage » des matériaux. Un remplissage alternant une couche de 60 cm de matériaux compactés et une couche de chaux destinée à réduire l'acidité ambiante concourra également à la sûreté du stockage. Une deuxième zone de remplissage, située dans les altitudes où la nappe phréatique peut fluctuer de façon prévisible au cours des années, accueillera des matériaux relativement inertes. Une troisième zone, située au-dessus du niveau maximal de la nappe, accueillera des matériaux qui supportent mieux la présence d'oxygène de l'air. Le tout sera bien entendu surmonté d'une couche argileuse et d'une couche destinée à maintenir un degré d'humidité suffisant, l'ensemble devant avoir 3 à 5 m d'épaisseur. Enfin une couche de terre végétale permettra l'ensemencement d'espèces diverses et justifiera la destination finale prévue par WISMUT : l'ouverture d'un parc au public.

On voit ainsi que l'on peut gérer de façon prévisionnelle le potentiel de relâchement des radionucléides hors des matériaux stockés. Cette politique sera d'autant plus assurée que l'on aura des connaissances détaillées sur le comportement de la source des nuisances. Or si du point de vue de la radioactivité les résidus n'évoluent que d'une façon insignifiante, il n'en est pas de même du point de vue physico-chimique puisqu'ils se tassent en expulsant leur eau :

- le lessivage par l'eau interne peut entraîner des ségrégations entre les grains les plus fins et les grains grossiers ;
- les équilibres chimiques fortement perturbés par les réactifs d'extraction vont revenir progressivement à la normale, ce qui se traduira, pendant une phase transitoire, par des phénomènes de dissolution et de précipitation ainsi que par le rejet d'eaux de lixiviation à composition évolutive.
- ces deux phénomènes jouent sur les possibilités de migration en faisant également évoluer les perméabilités à l'eau et au gaz des matériaux constituant les résidus.

On ne peut plus se contenter de « l'expérience du mineur », qui montre que le radium est en fait un élément relativement peu soluble. Il faut des fondements scientifiques plus affirmés pour réduire l'incertitude du long terme. Confrontée à la montée prochaine des projets de réhabilitation des stockages, COGEMA s'est interrogée sur les besoins prévisibles en matière de R&D. Elle m'a indiqué lors de ma visite en Limousin que sa conclusion avait mis en avant la nécessité de progrès complémentaires : comment évoluent les stockages ? comment peuvent-ils se comporter en tant que terme-source ?

En conséquence, le Service Environnement des Sites miniers (BU/SES) a engagé depuis 1993 plusieurs programmes d'études et recherches qui concernent toutes les étapes du réaménagement d'un site. Ces études sont prises en charge au plan financier par la Branche Uranium du groupe COGEMA. Une partie importante est pilotée par le SEPA (Service d'Études de Procédés et Analyses), qui rassemble aujourd'hui plus de 50 personnes et a développé — entre autres — de fortes capacités en métrologie depuis sa création il y a 14 ans. Les études sont parfois menées en collaboration avec des partenaires extérieurs : BNUSA (Espagne), Centre de Recherches et d'Études sur la Géologie de l'Uranium (Nancy), École des Mines de Paris, CNRS, ENSG (Nancy), universités (Paris, Montpellier, Limoges), etc.

Certaines de ces études sont intégrées dans le programme général de recherche et développement de la Branche Uranium :

- *caractérisation des stockages* (minéralogie, pétrographie, géochimie...) : une dizaine de sondages carottés dans les stockages ont été réalisés et analysés ; ils sont représentatifs des différents types de résidus de traitement, de stockage, de procédés de traitement, de contextes géologiques et métallogéniques et de minerais ; le résultat de ces caractérisation montre que les stockages évoluent au plan minéralogique et chimique, en particulier avec des phénomènes de

recristallisation qui auront une grande influence sur la répartition des radionucléides et des métaux au sein du stockage ;

- *localisation et spéciation des radioéléments* (U, Ra, Th...) : la localisation chimique et minéralogique a montré une bonne corrélation entre la présence de ces radioéléments et celle des espèces minérales formées dans les résidus ; la spéciation précise est en cours d'étude ; elle nécessite la mise au point de moyens analytiques spécifiques, qui est en cours avec le CREGU (Nancy) ;
- *transfert et mobilité des éléments* : un programme test de lixiviation a été entrepris sur des résidus selon des procédures normalisées de l'AFNOR ; les premiers résultats montrent des comportements très différents entre les résidus « frais » et les résidus stockés depuis une plus longue durée ;
- *caractérisation des boues résiduaires* : ces boues proviennent du traitement des eaux faiblement chargées issues de l'« auto-essorage » des résidus stockés ; elles font l'objet des mêmes tests que précédemment ; il apparaît que les boues issues du traitement par neutralisation avec ajout de BaCl_2 ⁽²⁶⁾ et décantation sont stables lorsqu'on les soumet aux tests de lixiviation ; COGEMA en conclut qu'on peut valablement, "sans risque pour l'environnement", les stocker dans les parties de mines souterraines non remblayées ; tous les types de boues générées sur les sites font l'objet d'études similaires ;
- *limitation du transfert des éléments polluants* par la voie « air » et la voie « eau » : plusieurs actions ressortissent de ce thème, dont la constitution de planches d'essai de recouvrement sur les sites (une thèse est en cours, en collaboration avec l'ENSG de Nancy, sur l'intérêt des couvertures multicouches) ; chaque site fait l'objet d'un audit hydrogéologique ayant pour objectif de définir un plan de gestion des eaux ; enfin la réalisation de sondages traversant les résidus et leur encaissant devrait permettre une meilleure caractérisation et une quantification des éventuelles circulations ainsi que du comportement des barrières géologiques naturelles ;
- des études radioécologiques sont conduites avec le Service d'Études et de Recherches sur les transferts dans l'environnement de l'IPSN, ainsi que des études limnologiques en collaboration avec l'Université de Limoges pour caractériser l'impact éventuel sur le peuplement aquatique des rivières.

D'autres études s'inscrivent dans le cadre de collaborations diverses sans le concours financier de COGEMA-Branche Uranium. Elles nécessitent cependant des interventions concernées sur certains des sites gérés par COGEMA-BU : 1/ études avec la Direction du Cycle du Combustible du CEA (irradiation des argiles au contact de l'uranium, altérabilité des bétons et fixation de l'uranium...) ; 2/ thèse de l'université de Paris et de l'université de Turin (équilibres chimiques eaux-minéraux) ; 3/ thèse de l'université de Montpellier (liaison entre la circulation des eaux et les contraintes actuelles dans le bassin de Lodève) avec ELF PRODUCTION.

²⁶ La neutralisation vise à supprimer l'acidité du rejet, l'ajout de BaCl_2 vise à extraire le radium dissous.

Enfin un contrat de recherche communautaire a été signé en avril 1994 dans le cadre des programmes BRITE-EURAM (DG XII). Le budget du programme FISRAMUT (*Fixation and Stabilization of Radionuclides and Heavy Metals in Uranium Tailings*) est de 1,305 M€ sur 3 ans dont 50% sont pris en charge par la CEE. FISRAMUT complète en les précisant les grands thèmes des programmes de R&D de COGEMA-BU et du partenaire espagnol ENUSA ; le CREGU intervient comme laboratoire de recherche.

Ces actions significatives peuvent être interprétées de diverses manières. On peut, comme le Pr. JAMMET lors de l'audition du 16 novembre 1995, adopter une attitude positive : *"Quand on dit que la COGEMA fait des études et des recherches, il faut s'en féliciter puisque personne n'en fait par ailleurs ; c'est déjà bien que l'exploitant en fasse pour savoir ce qui se passe ! Nous devrions rendre hommage à la COGEMA [...] Elle l'a fait alors qu'on ne le lui demandait pas."* On peut également adopter une attitude beaucoup plus critique, comme Mme BENARD, représentant la fédération FRANCE NATURE ENVIRONNEMENT, qui s'étonnait de l'intérêt soudain porté à l'évolution des résidus et se disait *"surprise que l'on découvre tout d'un coup que ce type de dépôt évolue d'un point de vue géologique"*.

C'est que la portée réelle des recherches engagées par COGEMA ne concerne pas la gestion à court terme des eaux relâchées par les résidus. Pour cet horizon limité, l'« expérience du mineur » était largement suffisante, associée à un système de traitement des eaux. Il s'agit bien plutôt de savoir comment celles-ci vont évoluer à plus long terme, afin de fixer des bornes à l'horizon temporel du traitement. Celui-ci est coûteux et il est de l'intérêt de l'exploitant, d'abord de *définir* la nature des installations et traitements à mettre en oeuvre, ensuite de *prévoir* pendant combien de temps les traitements seront nécessaires, enfin de *limiter* autant que possible la durée pendant laquelle il devra maintenir et financer ces installations.

En effet la sûreté du stockage et la sécurité des populations et de l'environnement sur le long terme doivent reposer de préférence sur des protections passives plutôt qu'actives. Dans cette perspective, l'objectif du « confinement » apporté par l'exploitant à ses résidus vise non pas à supprimer tout relâchement de radionucléides dans le milieu extérieur, mais seulement à réduire ces flux de façon à ce que les capacités de dilution de de l'environnement assurent la protection radiologique des personnes. Cette protection doit être garantie durant toute la durée de la nuisance potentielle.

1.2 Il faut s'efforcer de mettre en place les garanties d'une protection pérenne

A l'évidence, la protection repose en premier lieu sur les mesures techniques mises en oeuvre par l'exploitant pour la conception, la réalisation et la surveillance du stockage de résidus. Ceci est conforme au principe général selon lequel seul l'exploitant est responsable de la sûreté de ses installations. Cependant il serait illusoire de vouloir se passer de la protection apportée par un certain degré de « contrôle institutionnel ».

1.2.1 Les travaux actuels ont-ils une « espérance de vie » suffisante ?

Les dispositifs assurant la protection des stockages de résidus sont essentiellement constitués de matières « naturelles » : blocs rocheux (à l'exception des blocs de minerais

ayant subi une lixiviation en tas), terre, sables... On ne doit pas s'attendre à une dégradation de leurs qualités physiques intrinsèques comparable à celle que l'on peut attendre des matières artificielles telles que les bétons ou les plastiques... L'espérance de vie de ces dispositifs résulte surtout de considérations mécaniques : la capacité de résistance à l'érosion d'une part, la stabilité mécanique générale d'autre part.

La question de la stabilité mécanique n'est pas une hypothèse d'école. Dans le rapport annexé à la demande d'autorisation de stockage de résidus dans la MCO de Montmassacrot, COGEMA reconnaît que des glissements de terrain sont possibles : *"les risques présentés par le stockage des résidus à Montmassacrot tiennent essentiellement à l'aspect physique du matériau qui se présente sous forme de fines particules. C'est donc essentiellement un problème de stabilité qui pourrait éventuellement se poser, après comblement complet, avec comme conséquence éventuelle un glissement de terrain vers le talweg au sud de l'excavation, dans lequel il n'y a aucune installation sensible."* (27)

La CRII-RAD indique par ailleurs que le CEBTP (Centre d'Études du Bâtiment et des Travaux publics) range les résidus de traitement de l'uranium parmi les matériaux de la classe A1, c'est-à-dire un *"sol qui change totalement de consistance pour une faible variation de sa teneur en eau, le temps de réaction aux variations de l'environnement hydrique et climatique étant très court"*. La CRII-RAD ne précise pas en revanche si cette appréciation se rapporte uniquement aux résidus « frais » ou si elle est également valable pour les résidus déjà anciens, qui ont pu expulser une grande partie de leur eau.

Le caractère intrinsèquement instable des résidus se conjugue au fait que, souvent, les digues sont construites au fur et à mesure de l'exploitation des minerais. Elles ne constituent pas une structure unique mais un empilement de petits barrages dont l'unité structurale reste limitée. C'est le cas semble-t-il de nombreux sites en Allemagne ; c'est le cas aussi de la digue délimitant le bassin de Lavaugrasse, sur le site de l'usine SIMO à Bessines. La digue fermant le talweg de Montmassacrot est en fait constituée de trois digues superposées.

L' "éventualité" envisagée par COGEMA s'est effectivement réalisée plusieurs fois à l'étranger. P. DIEHL, animateur du *WISE Uranium Project*, organisé sous l'égide de l'agence WISE, m'a fait parvenir plusieurs documents fort intéressants sur les problèmes posés par la gestion des résidus de traitement des minerais d'uranium. On peut ainsi apprendre que l'on a constaté à plusieurs reprises des défaillances sur des digues barrant des stockages de résidus :

- en 1977, à Grants (Nouveau Mexique), 50 000 tonnes de boues et plusieurs milliers de m³ d'eau contaminée sont répandus dans l'environnement ;
- en 1979, à Church Rock (Nouveau Mexique), plus de 1000 tonnes de résidus humides et près de 400 000 m³ d'eau s'échappent d'un stockage ;
- en 1984, à Key Lake (Saskatchewan, Canada), un stockage laisse s'échapper plus de 100 000 m³ d'eau chargée de radioéléments.

²⁷ Cité dans CRII-RAD, *Études radioécologiques sur la division minière de La Crouzille*, février 1994, p. 54-55.

En se tassant et en expulsant leur eau interstitielle, les résidus exercent des contraintes mécaniques évolutives sur les parois des sites de stockages. Cependant, si le processus d'évolution en lui-même est facteur de risque pour la tenue de la digue, l'« objectif » (ou l'« état final ») amène bien à une stabilité renforcée. A cet égard la politique d'assèchement volontaire engagée par WISMUT sur le site de Seelingstadt (bassin de Culmitzsch) participe de la solidité finale, donc de la sûreté du stockage.

Je n'ai pas eu d'information sur une politique volontariste de COGEMA au regard de l'assèchement des résidus. J'ai même tendance à penser que COGEMA a choisi de laisser libre cours à la « transpiration » naturelle de ses résidus. En témoigne la rédaction d'un passage de *La Lettre de La Crouzille*,⁽²⁸⁾ relatif aux travaux entrepris sur le bassin de Lavaugrasse : *"La surface émergée s'assèche. Dès qu'elle sera suffisamment consolidée pour permettre l'accès et le travail des engins de travaux publics, elle sera recouverte de matériaux protecteurs."* De même pour le bassin du Brugeaud : *"Ce dernier est en recouvrement par les matériaux disponibles prélevés dans les versées voisines. Du fait des pluies abondantes de l'hiver, qui ont maintenu humide la surface du bassin et l'ont ainsi rendue difficilement praticable par les engins de travaux publics, cette opération s'effectue en deux étapes. [...] Dans les zones les plus humides, une toile de feutre renforcée par des treillis soudés est préalablement posée (technique couramment utilisée pour permettre la traversée des marécages)."*

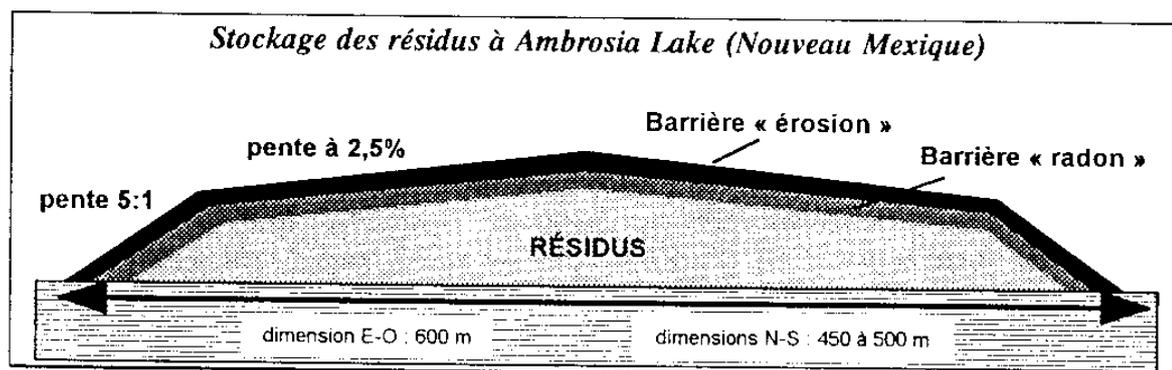
Ces contextes potentiellement évolutifs ont amené COGEMA à demander plusieurs expertises : le CEBTP a analysé les conditions de tassement des stockages, un expert a analysé la stabilité des digues à long terme (en particulier à Montmassacrot). Sur ce dernier site, l'expertise a mis en évidence la nécessité de renforcer le pied de digue par un apport de matériaux de blocage.

La stabilité se juge aussi par la capacité de résistance à des événements extérieurs « brusques » : aux États-Unis la NRC impose d'analyser les effets d'un séisme et de dimensionner en conséquence les dispositifs assurant la stabilité du stockage. Les événements extérieurs peuvent également être dûs à l'invasion subite d'un cours d'eau. J'ai mentionné précédemment la situation de plusieurs sites dans des talwegs, passages potentiels pour des eaux en forte quantité. La mise en exploitation du site de Bois Noirs Limouzat a nécessité le détournement de la rivière Besbre dans un canal spécialement creusé à flanc de coteau, tandis que l'exploitation de la MCO du Brugeaud, aujourd'hui transformée en site de stockage, a nécessité une déviation du cours de la Gartempe hors de son lit naturel antérieur.

Enfin l'érosion par le vent ou les eaux doit être prise en compte dans la conception des stockages. La solution retenue consiste généralement à intégrer une couche de blocs rocheux dans le recouvrement des résidus et à modeler le profil final du site de façon à évacuer rapidement les eaux météoriques tout en limitant au minimum le ruissellement. Il faut effectuer un arbitrage pour le choix de la pente moyenne du stockage : une forte pente favorise l'évacuation rapide des eaux mais amène à une stabilité inférieure et accroît l'exposition au phénomène d'érosion éolienne ; une faible pente a les qualités et défauts inverses, et accroît l'emprise au sol du stockage.

²⁸ COGEMA, *La Lettre de La Crouzille*, n° 4, janvier 1994.

A Ambrosia Lake, cette dernière question n'a pas de réelle importance compte tenu de la faible densité de population et du caractère semi-aride des lieux. Le site a la forme d'un tumulus ; la barrière « érosion » est constituée par des blocs soigneusement calibrés dont la place a été définie avec minutie. L'aspect du site est impressionnant : le tumulus semble avoir été taillé au couteau, si planes sont ses parois. Je m'interroge en revanche sur le caractère attractif de cette couverture pour les « générations futures » : il sera bien tentant un jour, si la mémoire de ce qui se cache sous le tumulus a été oubliée, d'aller extraire de cette réserve des blocs rocheux déjà bien organisés selon leur taille, les plus gros en bas et les plus petits sur les faces supérieures. Tous les matériaux utiles à la construction sont disponibles sur place, y compris le sable, sous les rochers...



En France également, sur tous ses sites, COGEMA s'efforce de réduire les pentes des structures apparentes (digues, verses, bassins recouverts...).

L'IPSN a analysé les dossiers présentés par COGEMA décrivant les travaux effectués sur les sites du Limousin (Montmassacrot, Bessines). L'Institut a conclu que l'on avait encore aujourd'hui des indications insuffisantes sur le devenir à long terme des dispositifs mis en place par COGEMA, notamment pour ce qui concerne l'entretien des barrages et digues situés autour des bassins. COGEMA ne nie pas ces insuffisances ; J.P. PFIFFELMANN disait ainsi lors de l'audition du 16 novembre 1995 que *"il reste manifestement à mettre au point des scénarios, en particulier des scénarios d'altération éventuelle des procédures de réaménagement, pour démontrer la pérennité des travaux que nous entreprenons actuellement"*, ou encore *"il reste à démontrer qu'il existe une pérennité pour la résistance de ce type de couverture"*.

Faut-il pour autant en conclure que les travaux actuels devront nécessairement être repris, voire que les résidus devront être « reconditionnés » ?

1.2.2 Faut-il envisager de reprendre les résidus ?

On peut difficilement envisager de reprendre les résidus pour les replacer dans leur lieu d'origine, les tréfonds de la terre. Cela supposerait le dégagement des accès aux travaux miniers (donc le pompage des eaux ayant envahi les galeries) et la reprise parallèle de travaux de consolidation des excavations dénoyées. Cela ne résoudrait aucunement certains problèmes incontournables : le manque de place disponible (puisque certaines mines sont remblayées par du béton ou d'autres matériaux) ; les possibilités d'interaction avec les eaux, qui seraient ici souterraines et non plus de surface ; les risques professionnels inhérents à toute manipulation de matières radioactives (même de

faible activité intrinsèque) ; les risques de perturbation supplémentaire de l'environnement local auprès du site à reprendre, dès lors que justement la reprise serait motivée par des dangers jugés inacceptables. Le principe du « retour aux origines » est déjà appliqué avec le remplissage des MCO par des résidus, avec les critiques que l'on sait par ailleurs.

Une éventuelle reprise devrait donc être motivée par d'autres raisons. Ce pourrait être par exemple la détermination d'un site beaucoup mieux à même de garantir la sûreté du stockage. Il conviendrait pour le moins de procéder à une analyse inconvénients-avantages dont certains des termes ont été présentés au paragraphe précédent. La motivation de la reprise pourrait être également la mise au point d'un procédé permettant de traiter les résidus afin d'en extraire les composants les plus dangereux.

Cela ne supprimerait pas pour autant le besoin de stocker les radioéléments ainsi extraits et d'en assurer un confinement adéquat. En l'absence de toute indication sur la mise au point prochaine de tels procédés, il conviendrait de toute façon de s'interroger sur le meilleur moyen d'assurer la protection du public et de l'environnement : par une concentration de la radioactivité qui permet (peut-être) une surveillance plus aisée mais accroît les risques intrinsèques, ou par une dilution dans la masse des résidus qui peuvent par ailleurs assurer un relâchement progressif mais prévisible des radionucléides.

Personne ne peut aujourd'hui savoir s'il sera nécessaire — ou seulement utile — de reprendre les résidus. L'Agence pour l'Énergie nucléaire de l'OCDE a entrepris un travail de synthèse, qui fait apparaître que cette éventualité ne peut pas être exclue. J.P. OLIVIER déclarait ainsi lors de l'audition *"Parmi les solutions d'optimisation [à long terme] il peut y avoir dans certains cas la remise en cause des solutions adoptées précédemment. Par exemple on peut décider dans telle ou telle circonstance de reprendre ces déchets, de les remettre en profondeur. [...] Certains représentants d'autorités de sûreté à l'étranger [...] m'ont dit que dans leur pays, à l'avenir, tous les déchets miniers devront retourner en profondeur. Peut-être parce que dans certains cas ils ont des déchets plus concentrés que les déchets français [...]. Il ne faudra pas s'accrocher à des doctrines que nous avons eues depuis un certain nombre d'années ; [...] tant qu'on est dans une situation d'entreposage on a toujours la possibilité de le faire."*

COGEMA n'a manifestement pas forgé sa doctrine, peut-être parce qu'elle sent que tous les atouts ne sont pas dans sa manche. Lors de l'audition publique, au tout début des échanges relatifs aux résidus miniers, J.P. PFIFFELMANN déclarait par exemple préférer l'expression « stockage » plutôt que « entreposage » : *"« Entreposage » sous-entend une reprise et je vois très mal reprendre 50 millions de tonnes de résidus pour les transporter ailleurs..."* Mais un peu plus tard J. PELISSIER-TANON estimait que *"il est important que les actions que nous avons entreprises dans le passé et celles que nous entreprendrons dans un proche futur [...] soient telles que les problèmes qui surgiraient [...] pour le très long terme puissent être abordés raisonnablement. Il faut préserver les champs du futur, il ne s'agit pas de résoudre à la hâte et d'une manière confuse les problèmes du futur."* Dans cette optique là, il apparaît que COGEMA souhaite plutôt laisser ouvert l'éventail des options disponibles. C'est également la position de la DSIN, qui utilise dans sa nomenclature des déchets l'appellation « entreposage de longue durée » pour caractériser le mode de gestion des résidus miniers.

En stockage ou en entreposage, les résidus doivent être placés sous la responsabilité d'un tuteur. Ce tuteur est actuellement COGEMA mais cette situation ne peut être considérée comme satisfaisante sur des durées supérieures à la centaine d'années.

1.2.3 Comment assurer le contrôle institutionnel des sites de stockages dans le long terme ?

Je n'aurai pas la prétention d'innover sur ce point. Beaucoup a été dit dans le rapport de J.Y. LE DEAUT (avril 1992) comme dans celui préparé au nom du Conseil général des Ponts et Chaussées par MM. BARTHELEMY et COMBES⁽²⁹⁾. Même si COGEMA est "une société de bon rang, dont le propriétaire principal est aussi de bon standing", selon les termes employés le 16 novembre par J. PELISSIER-TANON, on ne peut en tirer de conclusions sur la capacité d'une société de droit privé à assumer une responsabilité pendant plusieurs siècles. Je n'ai pas en tête d'exemple de société ayant aujourd'hui 200 ans ; certaines grandes institutions industrielles, commerciales ou financières du XIX^e siècle ont survécu mais sont parfois plongées aujourd'hui dans de grandes difficultés.

Il est vrai que la France est privilégiée dans la mesure où les sites d'extraction et de traitement ainsi que les stockages de résidus sont désormais propriété d'un unique gestionnaire : COGEMA. Le groupe a en effet repris les activités minières de TOTAL (en France et à l'étranger) à l'occasion d'un vaste accord industriel et financier en 1993. Notre pays devrait ainsi éviter certains problèmes de propriété comme ceux que rencontre aujourd'hui l'Allemagne réunifiée. En ex-RDA l'extraction de l'uranium a été entreprise dès 1946 sous l'autorité de l'Union soviétique. Constituée à Moscou sous le régime des sociétés par actions, la société WISMUT a fonctionné pendant 10 ans en dehors de toute intervention d'une quelconque autorité allemande. Créé en 1949, l'État est-allemand n'est admis qu'en 1954 à prendre une participation de 50% au capital de WISMUT. L'Union soviétique cède gracieusement le restant de ses parts en 1990 : l'ère de l'exploitation est en effet terminée, celle de la réhabilitation commence...

En apparence on se trouve donc dans une situation similaire à celle de la France, où un exploitant unique supporte la responsabilité des opérations à venir. En fait 50 années d'extraction ont amené WISMUT à exploiter près de 20 sites principaux en Basse Saxe et Thuringe. Sur ces vingt sites, une quinzaine ont déjà été restitués à leurs anciens propriétaires, dans les règles imposées par le régime légal de l'ex-RDA. Ces sites n'ont pas été réhabilités : ils sont aujourd'hui pour la plupart asséchés, mais cela résulte plus de l'infiltration des eaux dans le sous-sol ou de leur dilution dans les eaux de surface que d'une politique volontaire de protection, m'ont dit les responsables de WISMUT que j'ai rencontrés en octobre dernier ! Bien évidemment aucune couverture de terre n'a été placée au-dessus des résidus asséchés.

Or le traité de réunification ne concerne que les sites en exploitation à la date du traité : ceux-là seuls sont placés sous la responsabilité de WISMUT. Il s'ensuit que la société WISMUT, bien qu'ayant procédé seule aux opérations minières et industrielles

²⁹ F. BARTHELEMY, F. COMBES, *Rapport à M. le Ministre de l'Environnement. Déchets faiblement radioactifs. 1^{ère} partie : stockage de résidus de traitement de minerai d'uranium*, Conseil général des Ponts et Chaussées, n° 92-286, juin 1993.

pendant 50 ans, n'a aujourd'hui aucune obligation légale au regard des quinze sites restitués à leurs gestionnaires antérieurs. Ces sites doivent pourtant être réhabilités, mais leurs propriétaires sont soit des particuliers, soit des collectivités locales qui peinent déjà à assurer leurs fonctions traditionnelles. Qui doit payer la facture ?

Cette délicate question est en cours d'examen au niveau fédéral, en concertation avec les autorités locales et les *Länder*. Il paraît en effet exclu que les simples particuliers qui se retrouvent, à leur corps défendant, à la tête d'un stockage de résidus prennent à leur charge les travaux nécessaires à la protection des personnes et de l'environnement. Il semble qu'une attente de 2 à 3 ans soit nécessaire pour la situation se clarifie quelque peu.

Seule la puissance publique peut éventuellement assumer une responsabilité sur plusieurs siècles. Je ne peux m'empêcher de dire "éventuellement" car si j'ai la conviction que l'intervention de la puissance publique repousse de quelques décennies l'échéance de l'incertitude, je reste dubitatif à l'horizon de plusieurs siècles. Quant à évoquer cependant une disparition des structures même de l'État, j'ai la faiblesse de croire que les questions sanitaires liées à l'impact des résidus de traitement de l'uranium auraient une importance sociale plus que réduite dans de telles circonstances...

Aux États-Unis la propriété des sites réhabilités (y compris celle des terrains nécessaires à leur stabilité à long terme) revient au gouvernement fédéral (DoE) ou à l'État. Une redevance de 250 000 \$ (valeur 1978, réévaluée selon l'indice officiel des prix à la consommation) doit être payée par l'opérateur pour couvrir les coûts de la surveillance à long terme. En revanche cette redevance ne semble pas devoir couvrir les frais des travaux complémentaires qui s'avéreraient éventuellement nécessaires.

En France c'est donc à l'ANDRA qu'il incombera de prendre le relais de COGEMA pour assurer la surveillance et la prise en charge d'éventuelles interventions qui s'avéreraient nécessaires ultérieurement pour assurer la protection des personnes et de l'environnement. Dans son rapport, J.Y. LE DEAUT demandait que soient étudiées dès aujourd'hui les modalités financières de ce transfert de responsabilité. De même le rapport BARTHELEMY-COMBES note que *"cette surveillance à très long terme représente une charge financière pour l'ANDRA. En application du « principe pollueur-payeur », cette charge devrait être compensée par le versement lors du transfert de responsabilité par l'ancien exploitant, soit à l'ANDRA directement soit à un fonds ad hoc, d'une somme couvrant l'ensemble des dépenses à courir aussi bien pour la surveillance programmée que pour d'éventuelles interventions qui pourraient être nécessaires à terme."*

Certes, mais le cadrage financier de ces interventions à terme indéfini me paraît difficile à mettre au point, et plus encore à négocier entre les deux protagonistes. Par ailleurs, si la création récente de l'ANDRA augure d'une réelle volonté politique de prendre en charge sur le long terme la gestion des déchets radioactifs, on ne peut exclure une évolution dans le degré de mobilisation des acteurs publics au fil des décennies. A cet égard je ne partage pas l'assurance de MM. BARTHELEMY et COMBES vis-à-vis de la pérennité de ses responsabilités : *"Il faut noter que, même si l'ANDRA est un EPIC* ⁽³⁰⁾

³⁰ Établissement public industriel et commercial.

de création très récente, la pérennité des responsabilités que cet organisme pourra prendre dans le cadre des missions que lui a confiées la loi est garantie par l'État. Si l'ANDRA était transformée, absorbée voire supprimée, il y aurait nécessairement un autre organisme qui hériterait de ses droits et obligations ou à défaut l'État." Cette prévision est tout à fait vraisemblable, mais les droits et obligations évoqués ici auront-ils toujours la même lisibilité, donc le même caractère impératif ? Tout dépendrait justement de la façon dont s'effectuerait l'évolution du statut de l'ANDRA.

La première ligne de protection institutionnelle porte sur les personnes supportant la charge de la responsabilité. Les considérations précédentes m'incitent à recommander de la compléter par une ligne de protection portant sur les biens. Le droit français a institué à cet égard un outil fort efficace : les servitudes. Restriction légale à l'exercice du droit de propriété⁽³¹⁾, elles peuvent être d'utilité privée (droit de passage...) ou publique (besoins de certains services publics ; sûreté, sécurité, salubrité publiques ; voirie, urbanisme...).

Dans le cas des stockages de résidus, il s'agirait évidemment de servitudes d'utilité publique. Leur caractère légal découlerait de l'application des dispositions de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 modifiée par les lois n° 87-565 du 22 juillet 1987 et n° 92-646 du 13 juillet 1992. La loi de 1987 a introduit dans le texte initial la possibilité d'instituer des servitudes d'utilité publique "concernant l'utilisation du sol, ainsi que l'exécution de travaux soumis au permis de construire". Il ne s'agit cependant ici que de protéger les environs d'une installation classée "susceptible de créer, par danger d'explosion ou d'émanation de produits nocifs, des risques très importants pour la santé ou la sécurité des populations voisines et pour l'environnement." C'est la loi du 13 juillet 1992, d'ailleurs largement inspirée par un rapport de l'Office parlementaire⁽³²⁾, qui a étendu la possible institution de servitudes aux sites de stockages de déchets : "ces servitudes peuvent, en outre, comporter la limitation ou l'interdiction des modifications de l'état du sol ou du sous-sol et permettre la mise en oeuvre des prescriptions relatives à la surveillance du site. Dans le cas des installations de stockage des déchets, elles prennent effet après l'arrêt de la réception des déchets ou après la réalisation du réaménagement du site. Elles cessent d'avoir effet si les déchets sont retirés de la zone du stockage."

L'institution des servitudes peut être demandée par l'exploitant de l'installation, le maire de la commune d'implantation ou le représentant de l'État dans le département. Une enquête publique est nécessaire, normalement confondue avec l'enquête ouverte lors de la demande d'autorisation préalable à l'exploitation de l'installation concernée. Cette enquête est justifiée par le fait que, dans les cas visés par la loi de 1987, les servitudes frappent essentiellement les terrains avoisinant l'installation génératrice du danger. Il n'est pas certain qu'une telle interprétation puisse être retenue pour les sites de stockage de résidus miniers. Dans l'optique de 1987, il s'agit de protéger les abords de

31 Voir l'article 544 du Code civil : "La propriété est le droit de jouir et disposer des choses de la manière la plus absolue, pourvu qu'on n'en fasse pas un usage prohibé par les lois ou le règlement."

32 Michel DESTOT, *Rapport sur les problèmes posés par la gestion des déchets ménagers, industriels et hospitaliers*, Tome I. Déchets industriels, Office parlementaire d'Évaluation des Choix scientifiques et technologiques, ASSEMBLÉE NATIONALE n° 2146 - SENAT n° 415, 1991.

l'installation des conséquences d'une atteinte « à distance » (explosion, incendie, émanations de substances toxiques...). Dans l'optique qui nous préoccupe aujourd'hui, il s'agit de protéger le site lui-même contre les intrusions humaines (forages de puits, constructions d'habitations ou de locaux, travaux publics...).

Selon l'heureuse expression de P. VESSERON, directeur de l'IPSN, "*la contrainte [instituée par les servitudes] voyage avec les titres de propriété.*" La seule question qui vaille touche donc à la pérennité de ce mécanisme de servitudes. P. VESSERON estime qu'il s'agit d'une des formes de contrainte/protection qui semble la plus solide. Il n'est pas dit cependant qu'elle puisse durer plus de quelques centaines d'années. On retrouve la lancinante question de la prise en charge du très long terme.

Faut-il alors se reposer sur des dispositifs physiques permettant de signaler pour « les générations futures » le danger représenté par les stockages de résidus ? A Limoges les associations de protection de l'environnement déploraient justement que "*en France on parle de servitudes, aux États-Unis la NRC demande de « baliser pour l'éternité ».*" Je n'ai pas trouvé trace d'une obligation de balisage physique dans la réglementation américaine. Je remarque d'ailleurs que l'intérêt du balisage physique ne se justifie que si la mémoire institutionnelle du site a été perdue. C'est pourquoi je m'interroge fortement sur la pertinence d'une telle opération.

Tout d'abord, pour être compris, un balisage doit porter des signes ; est-on sûr que la signification du symbole de la radioactivité perdurerait pendant plusieurs siècles ? Est-on sûr que les avertissements (rédigés en quelle langue ?) seraient correctement transmis ? Ensuite le balisage doit supporter physiquement le passage du temps ; quel matériau, quelle morphologie, quel emplacement, etc. pourraient apporter une réelle garantie ?

Enfin — et toujours dans la situation où la mémoire du site a été perdue — le balisage ne doit pas être une incitation à venir fouiller sur le site pour y chercher l'explication de ces « étranges constructions ». J'ai évoqué précédemment le tumulus d'Ambrosia Lake au Nouveau Mexique. Il s'agit de la seule forme géométrique régulière dans le paysage environnant, à plusieurs *miles* à la ronde : un auto-balisage en quelque sorte. Quel mystère, quel trésor pourrait donc se cacher sous ce tumulus si régulier, construit avec tant de soin ? Les pyramides d'Égypte n'ont-elles pas été « visitées », tout comme d'ailleurs les tombeaux cachés de la Vallée des Rois ? Heureusement, une éventuelle intrusion dans un site de stockage de résidus ne conduirait pas à l'apparition d'effets déterministes.

Une protection sérieuse ne peut venir que de l'accumulation de mécanismes assurant chacun de façon partielle et approximative un contrôle sur la nuisance potentielle. Ces mécanismes combinent des dispositions d'ordre technique et des dispositions d'ordre institutionnel. De nombreuses questions restent actuellement sans réponse car on ne peut pas avoir de réelle certitude sur le long terme : peut-on élever une muraille de Chine autour des sites de stockage de résidus ? Il me paraît politiquement douteux d'affirmer que l'on a aujourd'hui LA solution, et techniquement aléatoire d'opérer comme si les options envisageables devaient être figées à tout jamais. Il nous faut afficher avec humilité, mais sans complexes, le risque de perdre la mémoire des

sites et le caractère éventuellement inadéquat *pour le long terme* des solutions retenues aujourd'hui. Il nous faut donc mettre en place une gestion des stockages qui concilie la contrainte que l'on est en droit d'imposer pour protéger les générations présentes, et la souplesse que l'on doit préserver pour espérer protéger également les générations lointaines. Ce délicat arbitrage entre souplesse et contrainte nécessite un « pilotage fin » de la part des autorités.

Car si l'exploitant est au premier chef responsable de la sûreté de son installation et de la sécurité des populations, l'État ne peut pas non plus se dérober à ses propres responsabilités, lui qui a progressivement indiqué au fil de la loi que la protection des personnes et de l'environnement est devenue une composante de l'intérêt général donc nécessite l'intervention de l'autorité publique. Dans cette perspective, il m'apparaît que l'État ne manque pas de moyens d'intervention efficaces au service de sa mission, mais que les objectifs de cette mission ne sont pas parfaitement définis.

2. L'AUTORITE DE L'ÉTAT DEVRAIT AJUSTER LES CONDITIONS DE SON INTERVENTION

2.1 Un contexte très conflictuel en Limousin

J'ai été surpris par le caractère si conflictuel des relations entre les associations de défense de l'environnement, COGEMA et les services extérieurs de l'État lors de ma visite en Limousin. Je regrette de ne pas avoir eu le temps de rencontrer les élus concernés par le dossier du réaménagement de Bessines et ses environs, car on sait que, sur les sujets soumis à mon intérêt, je souhaite profiter des éclairages de toutes origines. Les entretiens que j'ai pu avoir avec la FLEPNA, Fédération limousine pour l'Étude et la Protection de la Nature, se sont pour leur part révélés très fructueux.

Les informations fournies dans ce paragraphe 2.1 proviennent de l'entretien avec la FLEPNA. J'ai tenu à y porter également les appréciations, griefs et commentaires de toute nature qui ont accompagné la présentation de ces informations. J'ai souhaité traduire le plus fidèlement possible la forme très directe — parfois abrupte — sous laquelle ces arguments m'ont été exposés, car elle est révélatrice de l'état d'esprit de mes interlocuteurs. Afin d'éviter toute confusion, je veux cependant préciser que je ne reprend pas nécessairement à mon compte tous ces arguments.

2.1.1 La FLEPNA : un contentieux de 20 ans avec COGEMA

Créée voici une vingtaine d'années, la FLEPNA rassemble aujourd'hui une soixantaine d'associations locales. Elle est membre de la Fédération nationale de l'Environnement et poursuit trois objectifs essentiels : la conduite d'études naturalistes, la défense du cadre de vie, la formation des personnes aux sciences de l'environnement. Parmi les associations fédérées au sein de la FLEPNA on trouve par exemple : la Commission Uranium-Énergie, déjà ancienne et qui a donc une bonne mémoire du passé ; l'association Ceinture verte de Limoges, qui est intervenue sur des dossiers nucléaires depuis le dépôt par COGEMA d'un permis de recherches (retiré depuis) dans les environs proches de Limoges ; l'AICIN (Association Intercommunale d'Information sur

le Nucléaire) ; la CLAD (Coordination limousine anti-déchets), très active depuis 20 ans et qui dispose d'une « photothèque » fournie sur les activités de COGEMA.

La FLEPNA dénonce tout d'abord de multiples libertés que prendrait COGEMA vis-à-vis de la réglementation. Ainsi des photos prouvent que l'ancienne mine à ciel ouvert du Brugeaud a été remplie par des boues liquides, opération « couverte » par la DRIRE et par certains élus ; pour l'association ce n'est pas étonnant car on note un désintéret manifeste pour ces questions et d'ailleurs les élus concernés sont souvent des anciens de COGEMA. Le remodelage très rapide des sites s'explique par le fait que COGEMA veut profiter des « trous » dans la réglementation pour clore certains chapitres douteux de son histoire. Il est anormal que depuis des années des produits radioactifs aient transité par Bessines sans contrôle EURATOM (sont par exemple concernés les travaux de recherche menés par le CRPM sur les effets du radon dans ses installations de Razès). Enfin la FLEPNA dénonce le dépassement fréquent des niveaux normaux de radioactivité : des radioéléments ont été trouvés dans la Gartempe jusqu'à 70 km en aval de Bessines !

En fait la FLEPNA doit exercer une surveillance permanente et une vigilance de tous les instants sur ce que fait COGEMA, dans tous les domaines : l'exploitation des mines et des installations de traitement de minerai, le stockage illicite de déchets (révélé par le rapport DESGRAUPES ⁽³³⁾), les projets actuels de COGEMA comme celui concernant un stockage d'uranium appauvri à Bessines, la situation radiologique sur le site de l'usine SIMO de Bessines, etc. Les emprises minières de COGEMA sont immenses : il y a des dossiers à Limoges, en Corrèze... La FLEPNA n'a pas fait un dixième des procès qu'elle souhaitait faire !

D'ailleurs un grand nombre d'actions contentieuses sont souvent gagnées, au motif que les études d'impact sont insuffisantes ou que les autorisations de l'administration sont abusives (« excès de pouvoir »). Mais la FLEPNA souffre de nombreux vides juridiques et *"nos juristes doivent parfois créer le droit !"*.

Pour la fédération le scandale principal vient d'une collusion entre COGEMA et la DRIRE chargée de la contrôler. Trois exemples parmi d'autres illustrent cet état de fait :

- l'« affaire » du générateur de radon de Razès : pendant une vingtaine d'années le CRPM ⁽³⁴⁾ a fait des études et expériences sur les effets cancérigènes du radon afin d'améliorer la protection radiologique des mineurs ; le générateur de radon utilisait du thorium extrait à Madagascar et transféré à Bessines après avoir été traité à l'usine du Bouchet ; quelques plaintes éparses avaient été déposées pour non respect de la réglementation... sans suite ; selon la FLEPNA la DRIRE prétend n'avoir jamais remarqué le générateur de radon, qui aurait dû être déclaré (si ce n'est autorisé) au titre de la législation sur les installations classées ; d'ailleurs elle se serait fait dire par COGEMA qu'elle

³³ P. DESGRAUPES, F. BARTHELEMY, H. JAMMET, G. MEYNIEL, C. DE TORQUAT, *Rapport à M. le Ministre de l'environnement, M. le Ministre délégué à l'industrie et au commerce extérieur, M. le Ministre délégué à la santé, concernant les dépôts de matières radioactives*, Commission d'examen des dépôts de matières radioactives, juin 1991.

³⁴ Centre de Radioprotection dans les Mines. Anciennement division de la Branche Uranium, le CRPM est devenu depuis une division de la société ALGADE.

n'était pas compétente sur cet appareil, et elle aurait avalisé cette rebuffade ! c'est seulement au moment où COGEMA a souhaité fermer l'installation qu'elle a demandé une "mise aux normes administratives" ; l'action judiciaire de la FLEPNA tendant à contester les conditions de fermeture a été classée par le Procureur de la République mais le dossier a rebondi récemment : la Faculté de Limoges s'est déclarée intéressée par l'installation et une enquête publique doit être organisée sur le dossier de transfert entre COGEMA et la faculté ⁽³⁵⁾ ;

- les transferts mystérieux de fûts et autres déchets : selon la FLEPNA ces colis arrivaient la nuit du Bouchet (Essonne) ; l'association a recueilli de nombreux témoignages dans la population et ce fait a été confirmé par les révélations du rapport DESGRAUPES qui mentionne la présence de 200 000 fûts compactés ; la DRIRE a toujours affirmé qu'elle n'en savait rien ; de plus COGEMA ne sait pas où sont précisément les fûts et dit que la DRIRE était au courant, alors que la DRIRE nie savoir où sont ces fûts !
- les entourloupettes autour de la double étude relative à l'impact radiologique de la division minière de La Crouzille : les deux universitaires chargés de comparer les rapports préparés par ALGADE d'un côté, la CRII-RAD de l'autre, ont estimé que ces rapports sont compatibles et que leurs résultats "peuvent constituer la base sur laquelle pourrait s'appuyer une analyse ultérieure" ⁽³⁶⁾ (sur l'exposition des populations) ; lorsque la DRIRE a demandé aux experts de définir cette analyse complémentaire, ils ont choisi de s'appuyer sur le laboratoire d'ALGADE, en prétextant qu'il était le plus performant, et la DRIRE n'a rien trouvé à redire à cette démarche, incompatible avec la neutralité de l'expertise !

Pour la FLEPNA cette collusion n'est pas étonnante lorsqu'on sait par exemple que le président de COGEMA, J. SYROTA, est également vice-président du Conseil général des Mines. Il aurait donc la haute main sur la carrière des ingénieurs des mines, y compris ceux qui assurent des fonctions de contrôle dans l'administration centrale ou les DRIRE. La justice a été saisie mais avance trop lentement sur ce dossier au gré de l'association.

La FLEPNA nourrit donc une méfiance totale vis-à-vis des initiatives de COGEMA et de l'administration. La DRIRE n'a jamais demandé aucune expertise contradictoire sur les résultats de mesure annoncés par COGEMA ; les seuls documents disponibles sont toujours ceux de COGEMA. La DRIRE fait une lecture totalement aseptisée des dossiers présentés par COGEMA : la FLEPNA explique ainsi que les arrêtés préfectoraux soient si

³⁵ Le Laboratoire de Pathologie pulmonaire expérimentale du CEA (puis de COGEMA) a effectivement exploité depuis le début des années 60 une installation destinée (à l'origine) à étudier les effets du radon et de ses descendants sur le processus de développement de la silicose chez les mineurs. Après 1968 le thème principal de recherche devient l'effet cancérigène du radon. De 1963 à 1973 la source de radon est constituée par un caisson métallique contenant de la pechblende (minerais d'uranium) broyée et étalée sur des claies superposées. Après 1973 le radon est obtenu à partir de résidus de traitement d'urano-thorianite (minerai d'uranium et de thorium), sous forme argileuse, placés dans 57 fûts métalliques répartis au fond de 2 cuves inoxydables enterrées dans deux fosses bétonnées. L'existence de ce générateur de radon n'a jamais été déclarée à l'administration. La DRIRE m'a dit l'avoir découverte voici 3-4 ans ; elle a immédiatement fait apposer des scellés. COGEMA a effectué une démarche de régularisation administrative, en vertu des possibilités ouvertes par la législation sur les installations classées, qui a abouti en 1994. La FLEPNA a attaqué l'arrêté préfectoral régularisant le générateur de radon.

³⁶ Selon les termes employés par les deux experts dans la conclusion de leur rapport.

"complaisants". En fait, pour l'association, cette crise de confiance est inscrite dans l'histoire de la région. De toute façon *"la DRIRE est complètement dépassée par tous ces dossiers : incompétence ? confort ? esprit de corps ?"* s'interroge la FLEPNA.

C'est donc tout naturellement que l'association nourrit les plus vives inquiétudes sur les objectifs et les moyens des réaménagements de sites entrepris par COGEMA.

2.1.2 Des inquiétudes très vives sur le réaménagement des sites en cours aujourd'hui

La FLEPNA vilipende tout d'abord les principes douteux du réaménagement. Elle estime que COGEMA veut faire rapide, pas cher, et « beau en surface » :

- COGEMA aurait utilisé des travailleurs intérimaires pour démonter l'usine SIMO de Bessines et sortir les matériaux du chantier de démolition ;
- les deux tentatives d'action en référé concernant les opérations menées au Brugeaud et à Lavaugrasse ont échoué car les deux bassins avaient été vidés entre temps dans la Gartempe et les travaux de réaménagement sont aujourd'hui très avancés ;
- COGEMA refuse que la FLEPNA aille faire des investigations au fond de la MCO du Brugeaud ; a-t-elle donc vraiment des choses « pas très nettes » à cacher ? ⁽³⁷⁾
- COGEMA présente le site de Chanteloube comme un réaménagement « modèle » ; en fait ce n'est qu'un trou rempli d'eau ! ⁽³⁸⁾
- à Montmassacrot le rapport de l'IPSN est très critique sur la stabilité de la digue ;
- l'arrêt des pompages dans les mines entraîne une remontée des eaux ; or il existe déjà de nombreux sites abandonnés (voir le rapport CASTAING, 1983-1984) et on peut constater de nombreux problèmes dans les ruisseaux.

La liste des griefs ne s'arrête pas là. L'association reproche également à COGEMA d'avoir effectué des réaménagements en violation de la réglementation : il y a eu un rejet important de radioactivité dans un petit ruisseau affluent de la Gartempe en décembre 1994 et COGEMA n'a toujours pas fourni d'explication ⁽³⁹⁾ ; certains sables de traitement auraient été réutilisés dans les soubassements d'ouvrages publics (par exemple sous un terrain de sport) sans que le préfet soit au courant (mais la Direction de l'Équipement

³⁷ La MCO du Brugeaud servant de stockage de résidus, la FLEPNA fait ici allusion à son souhait de procéder à des sondages en profondeur dans la masse des résidus.

³⁸ La mine à ciel ouvert de Chanteloube a effectivement été réaménagée en plan d'eau.

³⁹ La DRIRE m'a confirmé la réalité de ce rejet : le premier fait incontestable est que le pic de radioactivité volumique des eaux a atteint 10 à 100 fois les valeurs habituellement relevées ; le second fait incontestable est que les limites réglementaires n'ont pas été dépassées. A la date de ma visite, l'ingénieur divisionnaire de la DRIRE m'indiquait aussi que COGEMA recherchait la cause de ce phénomène et attendait avec impatience le résultat des mesures de janvier 1995.

aurait confirmé l'information) ; la FLEPNA dit savoir que certaines galeries noyées ont été remplies avec des résidus, elle s'attendait à ce genre d'opération car il y a beaucoup de place sous terre et il était tentant de vouloir éliminer de cette façon certains résidus.

Deux attitudes sont inacceptables aux yeux de l'association. Tout d'abord l'arrogance alléguée de COGEMA, qui ne se priverait pas de travestir la réalité à son profit. En témoigne l'affaire des fûts de thorium et autres multiples déchets enfouis un peu partout sur les sites ; COGEMA profite de ce que l'ANDRA ne se déplace pas. L'association dénonce également le calcul "mensonger" du TAETA : 1/ l'une des stations de référence est techniquement inadéquate — car positionnée sur un « point chaud » ⁽⁴⁰⁾ — et politiquement douteuse — puisque implantée sur un terrain appartenant à un directeur d'ALGADE ; 2/ l'exposition est calculée sur des périodes allant de 2000 à 7000 heures par an alors qu'une année compte 8760 heures ; 3/ COGEMA utilise une limite de 5 mSv par an alors que les normes internationales sont de 1 mSv par an. "COGEMA était tellement triomphante à certains moments que ses ingénieurs ont révélé le pot aux roses sur la station de référence !"

Deuxième attitude inacceptable : la volonté de COGEMA de se débarrasser de la responsabilité de gérer les problèmes futurs. La FLEPNA m'indique ainsi que COGEMA a vendu pour le franc symbolique plusieurs terrains à des associations, des municipalités... dans l'objectif de rétrocéder la moitié de son patrimoine. Deux risques sont dénoncés : la banalisation *de facto* des sites de stockage de déchets TFA, et l'obligation pour les nouveaux propriétaires d'assumer la charge des problèmes futurs qui sont susceptibles d'apparaître ⁽⁴¹⁾.

La FLEPNA regrette enfin que la mobilisation de la population soit encore trop faible. En 1992 la publication d'un article sur les déchets TFA dans *Science et Vie* aurait provoqué une forte émotion, qui serait retombée depuis. Les élus eux-mêmes sont très peu sensibilisés, même en aval de la Gartempe. Enfin les défenseurs de l'environnement "ont toujours été traités comme des gamins" : une association avait demandé que le bassin de Lavaugrasse soit transformé en réserve naturelle humide pour les oiseaux migrateurs, mais COGEMA a tout vidé !

Cette dernière remarque m'amène à souligner la difficulté d'articuler les exigences de protection de la nature et de protection des personnes. Il est en effet reconnu par tous que la stabilité mécanique des stockages de résidus — une composante de la protection à long terme des populations — est grandement améliorée par l'évacuation de leur eau interstitielle. Je ne peux pas supposer que ce fait ait échappé aux scientifiques de la FLEPNA.

⁴⁰ J'ai évoqué le cas de la station de Rilhac-Rancon au § A.1.3

⁴¹ La DRIRE m'a indiqué que COGEMA a vendu des terrains miniers uniquement, mais aucun stockage de résidus. Une vente ne peut avoir lieu que si le TAETA local est inférieur à 1. Les sites sont généralement transformés en plateformes industrielles car les PME/PMI peuvent profiter des infrastructures (bureaux...) que COGEMA laisse à leur disposition. Le préfet a monté une commission d'utilisation des sites rassemblant d'une part COGEMA ("quels sites voulez-vous céder?"), d'autre part les élus ("quels projets voulez-vous concrétiser?"). Par ailleurs COGEMA a monté une Délégation à l'Industrialisation dotée d'un budget de 25 MF destinée à favoriser l'implantation d'activités industrielles sur ses sites afin de compenser l'impact sur l'emploi causé par l'arrêt de ses activités.

2.2 Un renforcement réglementaire apparaît peu opportun, mais quelques aménagements sont envisageables

Ces critiques sévères, cette défiance farouche s'appuient en partie sur le sentiment que les outils de contrôle appliqués par l'autorité publique aux activités de l'opérateur minier, de l'exploitant des usines de traitement ou du gestionnaire des stockages, sont mal utilisés. Le réseau des exigences réglementaires n'est pourtant pas négligeable.

2.2.1 Les procédures sont nombreuses et plutôt contraignantes

1. En matière de travaux miniers, l'ensemble des droits et obligations des exploitants est essentiellement contenu dans le Code minier et les textes pris pour son application, dont le Règlement général des Industries extractives. La loi n° 70-1 du 2 janvier 1970 avait marqué le début d'une série de textes législatifs et réglementaires qui visaient à une meilleure protection de l'environnement contre les conséquences des mines et carrières. C'est en effet à cette époque qu'étaient apparus l'obligation de remise en état à l'issue des travaux et l'intérêt d'une intervention des autorités.

La loi n° 94-588 du 15 juillet 1994 a poursuivi ce mouvement. Pour le sujet qui nous intéresse, elle a clairement défini les intérêts soumis désormais à la protection de la loi ⁽⁴²⁾ ; elle a également remplacé le régime d'« abandon » et de « délaissement » par une déclaration de cessation d'activité ⁽⁴³⁾. Désormais, *"lors de la fin de chaque tranche de travaux et, en dernier ressort, lors de la fin de l'exploitation et l'arrêt des travaux"*, l'explorateur ou l'exploitant doit présenter un dossier aux autorités. Ce dossier a pour objet de faire connaître à l'administration les mesures que l'exploitant envisage afin de préserver les intérêts protégés par la loi. Comme le dit M^e Christian HUGLO dans un commentaire juridique : *"Il s'agit bien à la fois d'une étude qui contient une analyse de l'état actuel des travaux miniers et de leurs conséquences, la mesure de leurs effets et la détermination des mesures compensatoires. On songe ici aux éléments essentiels de l'étude d'impact telle que décrite à l'article 2 du décret du 12 octobre 1977."* ⁽⁴⁴⁾

Sur le point très sensible de la qualité des eaux, notons en particulier que *"dans tous les cas, l'explorateur ou l'exploitant dresse le bilan des effets des travaux sur la présence, l'accumulation, l'émergence, le volume, l'écoulement et la qualité des eaux de*

⁴² Code minier, article 79 nouveau : *"Les travaux de recherche ou d'exploitation d'une mine doivent respecter les contraintes et les obligations afférentes à la sécurité et la santé du personnel, à la sécurité et la salubrité publiques, aux caractéristiques essentielles du milieu environnant, terrestre ou maritime, à la solidité des édifices publics et privés, à la conservation des voies de communication, de la mine et des autres mines, et plus généralement aux intérêts [...] de l'article 1^{er} de la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature et de l'article 2 de la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau ainsi qu'aux intérêts agricoles des sites et lieux affectés par les travaux et par les installations afférents à l'exploitation. [...]"*

⁴³ La mise en valeur des ressources du sous-sol ne peut se faire qu'en vertu de titres délivrés par l'État ; ces titres concernent d'une part la recherche des gîtes de substances (permis exclusif de recherches), d'autre part les travaux d'exploitation des gîtes découverts (concession). Le délaissement était une procédure légère d'arrêt volontaire des travaux pendant la durée de validité d'un titre d'exploitation ; la police des mines restait applicable aux ouvrages et installations afférentes. L'abandon était une procédure lourde, obligatoire au terme de la durée de validité d'un titre minier ; après l'abandon, le règlement de police applicable n'était plus la police des mines mais la police municipale ordinaire. Le titulaire d'un titre minier pouvait en écourter la durée par la procédure de renonciation.

⁴⁴ C. HUGLO, « Le Code minier, les carrières et le droit de l'environnement après la loi 94-588 du 15 juillet 1994 », in *Les Petites Affiches*, n° 131, 2 novembre 1994, p. 5s.

toute nature, évalue les conséquences de l'arrêt des travaux ou de l'exploitation sur la situation ainsi créée et sur les usages de l'eau et indique les mesures compensatoires envisagées" (Code minier, art. 84-2).

L'administration a de son côté le devoir d'instruire le dossier (consultations diverses...), le pouvoir de prescrire des travaux, et éventuellement le droit de les exécuter d'office :

- mesures à exécuter et modalités de réalisation qui n'auraient pas été suffisamment précisées ou auraient été omises par le déclarant ;
- travaux à exécuter pour préserver les paysages et pour répondre aux objectifs mentionnés aux articles 1^{er} et 2 de la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau et ce à due proportion des conséquences de l'exploitation minière ;
- mesures nécessaires pour préserver les intérêts agricoles des sites et lieux affectés par les travaux et les installations.

Enfin, *"lorsque les mesures prévues [...] ou prescrites par l'autorité administrative [...] ont été réalisées, l'autorité administrative en donne acte à l'explorateur ou à l'exploitant. Cette formalité met fin à la surveillance des mines telles qu'elle est prévue à l'article 77. Toutefois, s'agissant des activités régies par le présent code, l'autorité administrative peut intervenir dans le cadre des dispositions de l'article 79 jusqu'à l'expiration de la validité du titre minier."* La surveillance inscrite à l'article 77 est celle de l'administration sur l'exploitation des mines, et non celle de l'exploitant (ou de l'explorateur) sur l'environnement des mines. En revanche il est probable que la rédaction de l'article exclut la poursuite de la transmission annuelle par l'exploitant à l'autorité du *"rapport relatif [aux] incidences sur l'occupation des sols et les caractéristiques essentielles du milieu environnant"*.

M^e HUGLO conclut les passages de son commentaire en estimant que *"la construction juridique adoptée par le législateur est très comparable à celle qui résulte des installations classées"*.

2. Ceci est fort heureux car, pour sa part, le décret n° 90-222 du 9 mars 1990, qui intègre des préoccupations de protection radiologique dans le Règlement général des industries extractives, est fort peu disert sur les mesures à prendre lors de la fin de l'exploitation. Les seules indications que j'y ai trouvées sont :

- l'application du principe d'optimisation après l'arrêt définitif : *"les travaux doivent être conduits de façon que leur impact radiologique sur l'environnement soit aussi faible qu'il est raisonnablement possible de le faire, aussi bien pendant la période de l'exploitation qu'après son arrêt définitif"* (art. 3) ;
- l'obligation de surveillance après la fin des travaux, pour les dépôts de produits solides soumis à un plan de gestion ; les résidus miniers font partie de ces catégories de matériaux (art. 8).

Je suis surpris par le contenu du dernier alinéa de cet article 8 : *"Un dépôt doit faire l'objet d'une surveillance par l'exploitant pendant la durée des travaux et après la fin de ceux-ci jusqu'à ce qu'il soit constaté que son impact radiologique sur l'environnement est acceptable. Dans tous les cas la durée de cette surveillance doit être supérieure à un an."* Mes interlocuteurs de COGEMA m'ont indiqué que la référence à un *"impact radiologique acceptable"* est une innovation mondiale et que seule la réglementation française fait état de cette notion d'acceptabilité. Je me félicite de l'avance prise par notre pays au plan réglementaire et je note avec plaisir que la rédaction de l'article 8 intègre pour la première fois une notion centrale de la philosophie de radioprotection dans un dispositif juridique.

J'ai donc cherché à en savoir plus sur les critères de l'acceptabilité, ou tout au moins sur l'existence de « guides d'acceptabilité » qui pourraient servir à l'exploitant et à l'autorité administrative pour juger de l'impact d'un dépôt de résidus. Le tableau s'est avéré moins réjouissant... La circulaire d'application accompagnant le décret indique en effet dans son paragraphe commentant l'article 8 que *"l'impact radiologique sur l'environnement est considéré acceptable lorsque les limites annuelles des expositions ajoutées prescrites à l'article 6 sont respectées."* La belle affaire ! On est ainsi confronté au raisonnement suivant :

- la surveillance du dépôt après l'exploitation doit être effectuée tant que l'impact radiologique ne peut pas être considéré comme acceptable ;
- l'impact radiologique du dépôt est jugé acceptable dès lors que les limites d'exposition ajoutée sont respectées ;
- mais pendant toute la durée des travaux miniers, l'exploitant est tenu de respecter ces mêmes limites ;
- donc au moment même où il arrête les travaux, l'exploitant se trouve dans les conditions où il est déchargé de toute obligation de surveillance...

Qui plus est, la rédaction de la circulaire suggère que la conformité aux limites doit s'apprécier séparément pour chacune d'entre elles. Or nous avons vu auparavant que cette méthode est moins rigoureuse que celle du TABTA, qui combine en un seul indicateur les effets de toutes les voies d'exposition. La circulaire est donc, pour ce qui concerne le critère d'abandon de la surveillance, dépourvue de toute portée opératoire.

Deuxième point problématique : le décret 90-222 fait constamment référence à l'« exploitant ». Cette rédaction restrictive laisse supposer qu'il ne s'appliquera plus lorsque la validité du titre minier accordé à l'exploitant aura expiré. Si la fin de validité du titre minier devait entraîner naturellement la fin de la condition d'« exploitant », il pourrait être intéressant de « déconnecter » de cette situation juridique les obligations supportées par ailleurs en matière de radioprotection. Il n'est pas *a priori* illégitime que la durée de la surveillance imposée à l'exploitant dans le milieu naturel dépasse le cadre temporel de sa qualification juridique d'« exploitant ». Sinon, comment faire en sorte que la protection des intérêts visés à l'article 79 de la loi n° 94-588 soit réellement assurée tant que pourront durer les nuisances ?

En fait l'horizon donné par la durée de validité du titre minier limite dans le temps l'intervention de l'autorité administrative et les possibilités préventives du contrôle. Cette limitation ne dégage pas l'exploitant de sa responsabilité, telle que définie par les textes généraux comme le Code civil ou par des textes particuliers. Elle ne dégage pas non plus l'autorité administrative de sa responsabilité, puisque cette autorité était investie d'une mission de protection. Elle fait passer d'un régime de régulation administrative (police des mines) à un régime de régulation judiciaire, tout en maintenant applicable par ailleurs d'autres régimes de police (des eaux, municipale, etc.).

3. Ce changement est valable dans ces termes pour les mines elles-mêmes ; il ne trouve pas à s'appliquer pour les dépôts de résidus (et les installations de traitement), qui relèvent en tout état de cause de la législation sur les installations classées pour la protection de l'environnement (loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 et décret n° 77-1133 du 21 septembre 1977, modifiés). Je ne m'étendrai pas sur le régime des ICPE ; je veux simplement noter ici les divers points d'ancrage réglementaires qui peuvent concerner les sites de stockage de résidus :

- la circulaire et l'instruction technique annexée du 29 janvier 1986, relatives aux installations de traitement de minerai d'uranium, donnent aux préfets des indications visant à préciser les prescriptions nécessaires à l'élaboration des arrêtés préfectoraux d'autorisation :
 - plusieurs rubriques de la Nomenclature des installations classées peuvent être évoquées dans l'autorisation accordée à l'installation de traitement, dont certaines peuvent être appliquées aux stockages de résidus ;
 - le titre IV de l'instruction technique (« démantèlement, surveillance des installations en fin d'exploitation, ») recommande d'inclure dans les arrêtés diverses dispositions relatives aux *"tas de résidus"* : profil paysagé, remise en végétation, gestion des eaux, dispositifs de surveillance ;
 - le titre V (« déchets et dépôts de matériaux provenant d'installations classées ») précise certaines exigences qui peuvent être demandées aux stockages pendant la phase d'exploitation et envisagent un arrêt de la surveillance *"après stabilisation"* ou *"lorsque les résultats de contrôle et de surveillance ne mettent plus en évidence un impact significatif du tas sur l'environnement"* ;
- les sites de stockage eux-mêmes peuvent être inclus dans une autorisation globale accordée à une installation de traitement (MCO du Brugeaud et bassin de Lavaugrasse, rattachés à l'autorisation de l'usine SIMO de Bessines) ou bien faire l'objet d'un arrêté spécifique ; c'est le cas à Montmassacrot et à Bellezane puisque le stockage des résidus y a succédé à une activité minière ;
- à la fin de la période d'exploitation, l'exploitant renonce aux autorisations ICPE dont il n'a plus besoin mais conserve l'autorisation ICPE de stockage.

2.2.2 Quelques aménagements mineurs pourraient être introduits

1. "Il n'est plus accepté de voir un industriel commencer à faire des travaux « de mèche » avec la DRIRE, parce qu'il sait qu'on lui donnera l'autorisation. On a beau dire que si ce n'est pas accepté il sera obligé de revenir en arrière, je vois mal la COGEMA faire « à l'envers » ce qu'elle a fait « à l'endroit ». Ce n'est pas crédible." En s'exprimant ainsi avec vigueur lors de l'audition du 16 novembre, Mme BENARD, au nom de FRANCE NATURE ENVIRONNEMENT, exprimait un très fort sentiment que j'avais également perçu en Limousin.

J'ai moi-même regretté dans un de mes tout premiers rapports le décalage entre l'octroi du permis de construire d'une part, l'autorisation de création d'INB d'autre part, pour les installations nucléaires de base. Je comprends la portée de l'argument et l'impact que peut avoir auprès d'une population le fait que soient entrepris des travaux de réaménagement alors que n'est pas encore paru l'arrêté préfectoral fixant les conditions de ce réaménagement.

Cependant, pour le réaménagement des sites de stockage de résidus, le problème ne se pose pas exactement dans les termes évoqués par Mme BENARD. Le régime juridique des installations classées combine en effet rigueur et souplesse : rigueur, car l'exploitant d'une ICPE est enserré dans un réseau d'obligations à tous les stades de la vie de cette installation (création, fonctionnement, arrêt définitif) ; souplesse car il bénéficie d'une « liberté sous contrôle ».

Le point d'achoppement principal en matière de déroulement temporel des procédures est que le *seul* moment où l'industriel est obligé d'attendre la parution d'un arrêté préfectoral est la mise en exploitation de l'ICPE. L'autorisation préfectorale (assortie des prescriptions de fonctionnement jugées nécessaires) doit être obtenue avant toute exploitation de l'ICPE concernée. La mise en service d'une ICPE avant autorisation est constitutive d'un délit correctionnel, mais la loi prévoit que cette situation peut par ailleurs être régularisée⁴⁵. La rigueur de la protection offerte par la loi est maximale lors de la création de l'ICPE. Elle reste cependant assortie de son pendant naturel, la souplesse, puisque la mise en service de l'installation peut intervenir dès la publication de l'arrêté préfectoral, sans qu'aucun texte ne permette au préfet de subordonner cette mise en service à la vérification que les prescriptions de l'arrêté sont bien respectées. Dès lors que l'autorisation a été accordée, l'exploitant peut effectuer sur son ICPE toutes les activités compatibles avec les prescriptions de l'arrêté d'autorisation.

Pour les stockages de résidus en Limousin, COGEMA dispose par exemple d'autorisations de stockage ICPE pour les sites de Montmassacrot et Bellezane. A Montmassacrot l'arrêté d'autorisation a été publié le 19 novembre 1986, le stockage a débuté en 1987 ; à Bellezane l'arrêté a été publié le 17 novembre 1988, le stockage commençant avant la fin de l'année. Il est évident que les stockages constitués avant l'entrée en vigueur de la loi de 1976 sur les ICPE et les textes pris pour son application ont dû être régularisés *a posteriori*. Les stockages du Brugeaud et de Lavaugrasse, situés

⁴⁵ C'est justement ce qui s'est passé pour le générateur de radon de Razès. Il ne semble pas que le représentant de l'État ou une quelconque association ait entamé par ailleurs de procédure judiciaire.

sur l'emprise de l'usine SIMO de Bessines, étaient couverts par l'autorisation de l'usine, accordée successivement par des arrêtés du 29 janvier 1958, 25 juillet 1972 et 2 août 1990. Seul ce dernier arrêté est pris dans le cadre de la législation ICPE.

Si le préfet juge nécessaire d'imposer de nouvelles prescriptions, il a la possibilité de prendre un arrêté complémentaire. De son côté, si l'exploitant apporte une modification à l'installation, à son mode d'utilisation ou à son voisinage, de nature à entraîner un changement notable des éléments du dossier de demande d'autorisation, il doit porter au préalable ce projet de modification à la connaissance du préfet avec tous les éléments d'appréciation ; le préfet peut fixer, s'il y a lieu, des prescriptions complémentaires à l'arrêté d'autorisation initial. Le réaménagement des sites de stockage en vue de leur fermeture s'inscrit tout à fait dans cette perspective.

Mais aucun texte n'oblige l'exploitant de l'ICPE à attendre la publication d'un arrêté complémentaire pour entreprendre les travaux de réaménagement⁽⁴⁶⁾. Au contraire, la loi lui fait obligation de s'assurer que la protection des intérêts énumérés à son article 1^{er} est toujours garantie. Le réaménagement s'inscrit dans la poursuite de l'exploitation et ne nécessite pas d'autorisation nouvelle. En revanche l'exploitant court le risque de voir ses travaux se révéler non conformes aux prescriptions imposées par l'arrêté complémentaire ; il a donc intérêt à les concevoir correctement. Il peut d'ailleurs être guidé sur les attentes de l'autorité administrative par les courriers qui précèdent la mise au point et la publication de l'arrêté préfectoral.

Le projet de réaménagement du site de l'usine SIMO à Bessines illustre parfaitement cet état de la réglementation :

- par courrier du 15 juillet 1993, le chef de la division minière de La Crouzille, représentant de l'exploitant, a transmis au préfet de Haute Vienne le projet de réaménagement du site ;
- par courrier du 1^{er} octobre 1993, le préfet a accusé réception de ce projet et a indiqué (à tort) à l'exploitant que *"le réaménagement de ces sites ne sera pas autorisé tant que je ne serai pas assuré que toutes les dispositions ont été prises pour protéger les intérêts visés à l'article 1 de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976"* ; le préfet concédait toutefois que les diverses autorisations ICPE accordées à l'exploitant lui permettaient d'accomplir d'ores et déjà certains travaux ;
- par courrier du 10 juin 1994, l'exploitant a transmis au préfet un dossier relatif à une deuxième phase des travaux de réaménagement, qui s'inscrivait dans le cadre du projet général déposé l'année précédente ;
- par un courrier du 5 juillet 1994, le préfet a accusé réception de ce projet et a précisé le cadre juridique dans lequel étaient réalisés l'ensemble de ces travaux : après la citation de l'article 34 du décret de 1977, le préfet indiquait

⁴⁶ D'ailleurs le décret de 1977 donne au préfet le droit, mais pas l'obligation, de prendre un arrêté complémentaire. Je vois mal comment on pourrait imposer à l'exploitant d'attendre un arrêté qui serait susceptible de ne jamais être pris !

ainsi que "de l'analyse de ce texte il apparaît que la réalisation des travaux ne nécessite pas d'autorisation préalable, sachant qu'à tout moment je peux vous imposer des prescriptions relatives à la remise en état du site" ; en l'attente de l'arrêté complémentaire, le préfet tenait cependant à attirer l'attention de l'exploitant sur "les points particuliers suivants :

"- digue du Brugeaud : le rapport BARTHELEMY-COMBES (page 18) signale que la présence de la Gartempe en bordure de cette digue nécessite une solide protection du pied de digue, conçue pour résister aux crues millénaires ; cette exigence sera reprise dans l'arrêté qui fixera les conditions de réaménagement ; je vous demande en conséquence de prendre toutes dispositions à cet égard ;"

"- bassin du Brugeaud : ce site s'est révélé d'une sensibilité particulière depuis la parution du rapport DESGRAUPES ; il n'est pas exclu que les expertises en cours et notamment celle portant sur l'hydrogéologie fassent apparaître la nécessité d'engager des travaux non prévus dans votre projet de réaménagement ;"

"- circuit des eaux : il me paraît préférable que le circuit de collecte des eaux ne soit pas modifié tant que les expertises rappelées ci-dessus ne sont pas achevées."

L'examen de ces courriers montre que, bien loin d'être laxiste, la DRIRE du Limousin, conseillant le préfet, a souhaité pallier la souplesse réglementaire en encadrant le plus possible les travaux annoncés par l'exploitant.

On se trouve ainsi placé dans une situation où plusieurs logiques s'entrecroisent :

- COGEMA souhaite aller rapidement et met en avant plusieurs arguments : la nécessité de procéder le plus tôt possible au recouvrement des résidus, car c'est le moyen essentiel de la protection ; la nécessité de maintenir un niveau d'activité économique raisonnable grâce aux travaux de réaménagement, dans un contexte local marqué par l'arrêt des activités industrielles et la perte de plusieurs dizaines d'emplois ;
- les associations s'inquiètent de ce que les travaux ne font l'objet d'aucun contrôle préalable ; elles craignent "l'irréversible" et accusent la DRIRE de ne pas bloquer les initiatives de COGEMA ;
- la DRIRE souhaite manifestement encadrer les travaux autant que le lui permet la réglementation, mais ne peut pas aller très loin du fait même de cette réglementation.

Faut-il alors modifier la réglementation ICPE pour imposer à l'exploitant d'un site de stockage d'attendre la publication de l'arrêté complémentaire ? J'ai dit précédemment, dans une note de bas de page, que l'exploitant risquait parfois d'attendre longtemps un arrêté dont la publication n'est en aucune façon obligatoire. De façon plus générale, en énonçant le décret de 1977, l'autorité réglementaire a considéré que ce délai irait

justement à l'encontre des intérêts protégés par la loi de 1976. Ainsi, même dans le cas de la cessation d'activité d'une ICPE, l'exploitant a l'obligation de *"remettre le site de l'installation dans un état tel qu'il ne s'y manifeste aucun des dangers ou inconvénients mentionnés à l'article 1^{er} de la loi du 19 juillet 1976."* Cette obligation s'impose à lui sans qu'il soit besoin de prendre un quelconque arrêté préfectoral ; l'exploitant a un devoir d'action *a priori*.

Autant je suis ouvert à une adaptation des règlements aux circonstances, autant je suis opposé à l'adoption de règlements de circonstances. C'est pourquoi il me paraît préférable d'orienter les actions dans deux directions :

- le traitement administratif des sites du Limousin ne peut que se poursuivre sur la voie qu'il a prise jusqu'ici : COGEMA a commencé des travaux qui ne sont en aucune façon soumis à autorisation préalable ; l'administration a entrepris de contrôler la justification de ces travaux, a présenté certains de ses objectifs à l'exploitant, a demandé qu'il en tienne compte de façon prévisionnelle, et prépare une série de prescriptions complémentaires sur ces bases et avec des informations à venir bientôt ; l'administration est partie « en retard » sur l'exploitant — mais rien ne l'obligeait à partir en avance et rien n'obligeait l'exploitant à l'attendre...
- pour les sites de l'Hérault, je souhaite que l'administration commence dès aujourd'hui à « prendre ses marques », de façon à ne pas donner l'impression de courir après les initiatives de l'exploitant ; dans le cadre de la réglementation en vigueur, le préfet pourrait prendre des arrêtés demandant à COGEMA de procéder dès aujourd'hui à un ensemble d'études sur les sites de stockage de résidus, dans la perspective de leur réaménagement ; ces arrêtés devraient s'appuyer sur ceux relatifs aux sites du Limousin et pourraient être accompagnés d'un échéancier pour la remise des études ; je ne vois pas d'obstacle réglementaire à ce qu'ils *conditionnent* le début des travaux de réaménagement à l'approbation des dossiers déposés auprès de l'autorité préfectorale ⁽⁴⁷⁾ ; la seule difficulté à laquelle on pourrait être confronté serait que l'exploitation des stockages soit arrêtée (du fait de l'arrêt des usines de traitement) sans que les dossiers de réaménagement n'aient été approuvés ; cela laisserait les sites dans une situation transitoire peu compatible avec les objectifs de protection de la loi de 1976 ; d'où l'intérêt pour l'administration et l'exploitant de commencer les procédures très tôt...

2. La querelle juridique au sujet du classement des stockages de résidus en INB ou en ICPE n'est toujours pas résolue, à ma connaissance. Je crois savoir pourtant que la justice administrative avait été saisie en 1992, comme cela avait été indiqué dans le rapport de J. Y. LE DEAUT.

⁴⁷ Ceci répond d'ailleurs à l'article 17-1 du décret de 1977 (introduit par le décret n° 94-484 du 9 juin 1994) qui prévoit que *"les autorisations relatives aux installations de stockage de déchets et aux carrières sont données pour une durée limitée et fixent le volume maximal de produits stockés ou extraits, ainsi que les conditions de remise en état du site"*. L'administration a donc pour devoir de définir à l'avance les conditions générales du réaménagement.

Rappelons brièvement l'enjeu du débat : les associations estiment que le classement des stockages de résidus en INB apportera de meilleures garanties de protection aux populations ; tout en affirmant que cette idée est illusoire, COGEMA souhaite manifestement conserver le classement actuel sous le régime des ICPE. Le raisonnement que soutient COGEMA peut être résumé ainsi :

- les résidus de traitement sont des substances radioactives naturelles ; en effet :
1/ ils ne contiennent aucun radionucléide artificiel et ne sont en aucun cas le siège d'activation ; 2/ suite au traitement leur activité massique est inférieure (de l'ordre de 30%) à celle du minerai d'origine, qui est bien une substance radioactive naturelle ⁽⁴⁸⁾ ; 3/ les équilibres radioactifs existants entre les différents radionucléides du minerai demeurent, même si pour les résidus désuraniés la chaîne de filiation a été coupée au Th_{230} , devenu de ce fait tête de chaîne ;
- les résidus de traitement sont donc assimilables, en termes de radiotoxicité, à de l'uranium naturel ; celui-ci est placé dans le groupe des radioéléments de plus faible radiotoxicité (groupe 4) ;
- dans la grande majorité des cas, les résidus ont une activité massique totale inférieure à 500 Bq.g^{-1} ; ils ont de toute façon une activité massique « têtes de chaîne » toujours inférieure à 500 Bq.g^{-1} ;
- en vertu de l'avis rendu par le Conseil d'État dans sa séance du 11 décembre 1991, ces matières ne doivent pas être considérées comme radioactives au sens de la radioprotection (décret n° 66-450 du 20 juin 1966 modifié en 1988) ;
- dans cette interprétation stricte, le seul classement administratif possible est donc la rubrique ICPE n° 167 b « stockage de résidus issus d'une ICPE » ; dans certains cas la radioactivité des résidus ayant tout de même été prise en compte ils sont classés en rubrique n° 385 *quinquies* II.3.a « stockage de substances radioactives contenant des radioéléments du groupe III de radiotoxicité » ; en effet pour le groupe III le seuil d'activité totale entre le régime des ICPE et le régime des INB est 100 000 Ci.

Bien évidemment les opposants à cette situation ont construit un raisonnement tout à fait différent :

- suite aux traitements mécanique et chimique subis par les minerais, les résidus ne peuvent pas être considérés comme des substances naturelles ;
- ils doivent donc être considérés comme un mélange de radionucléides de radiotoxicités différentes, contenant en particulier du radium 226 qui appartient au groupe de plus forte radiotoxicité (groupe 1) ; l'avis du Conseil d'État relatif à la seule prise en compte de l'activité « têtes de chaîne » ne trouve donc pas à s'appliquer ;

⁴⁸ Lors de ma visite à Jouac, j'ai eu droit moi aussi à ce discours qui relève plus de la « langue de bois » que de l'information.

- les résidus ayant dans leur quasi totalité une activité massique supérieure à 100 Bq.g^{-1} , ils sont soumis à un régime de contrôle (déclaration ou autorisation) au sens du décret 66-450 du 20 juin 1966 ;
- le seuil à prendre en compte est celui relatif à un « stockage de substances radioactives contenant des radioéléments du groupe I de radiotoxicité », soit 1000 Ci, comme indiqué dans la rubrique n° 385 *quinquies* II.1.a de la nomenclature ICPE.

Comme le remarque COGEMA, *"en appliquant ce raisonnement au résidu moyen qui contient 29 Bq.g^{-1} de Ra_{226} (soit de l'ordre de $0,6 \text{ mg.t}^{-1}$ de résidus) tout stockage supérieur à 1,3 Mt devrait être classé en INB, cette quantité passant à 0,6 Mt pour les résidus issus des minerais les plus riches exploités en France (Jouac par exemple)."*

La clef de la question réside dans le fait de savoir si les résidus sont des substances radioactives naturelles et si on doit leur appliquer le mode de calcul utilisé pour les minerais d'uranium et de thorium, en prenant en compte uniquement l'activité des têtes de chaîne.

Sur le second point, j'ai longtemps cherché dans le décret de 1966 quel mot, quelle phrase, quel passage pouvait justifier la position retenue par le Conseil d'État. J'ai trouvé à moitié seulement...

L'annexe II.4° dit que *"le thorium naturel et l'uranium naturel ne sont pas, au titre du présent décret, considérés comme des mélanges de substances radioactives ; pour l'application de l'article 3 il convient donc d'adopter les définitions suivantes :"*

"— un becquerel de thorium naturel correspond à 1 désintégration alpha par seconde ($0,5 \text{ dps de Th}_{232} + 0,5 \text{ dps de Th}_{228}$) ; [...]"

"— un becquerel d'uranium naturel correspond à 1 désintégration alpha par seconde ($0,489 \text{ dps d'U}_{238} + 0,489 \text{ dps d'U}_{234} + 0,022 \text{ dps d'U}_{235}$) ; [...]"

L'article 3 du décret définit les conditions d'exemption applicables aux substances radioactives, en établissant un seuil spécial de 500 Bq.g^{-1} pour les substances « naturelles ». L'administration, et à sa suite le Conseil d'État, ont donc considéré — non sans logique — que la définition d'un « thorium naturel » et d'un « uranium naturel » n'a d'intérêt et de sens que si elle se rapporte au minerai et non au radioélément. Ils ont ensuite déduit de la rédaction des paragraphes précités que la radioactivité du minerai est définie par celle de ses éléments « têtes de chaîne ».

Remarquons d'abord que l' U_{234} n'est pas une tête de chaîne, pas plus que le Th_{228} . Remarquons également que tous les éléments de la chaîne de l'uranium ou du thorium ne sont pas nécessairement des émetteurs α . Donc si l'on détecte un becquerel provenant du minerai, ce ne sera pas nécessairement un becquerel α . La « définition » réglementaire affirme ainsi que dans un minerai le becquerel β n'a pas d'existence juridique... C'est un problème redoutable puisque les deux descendants du radon qui ont un impact radiologique important sont justement des émetteurs β .

Cette lecture de la réglementation repose sur des approximations et des assimilations hasardeuses. La confusion vient du fait que l'on a transposé au *minerai* des considérations qui n'apparaissent valables, au seul examen du décret de 1966, que pour l'*élément*. En fait une lecture stricte du décret de 1966 me fait apparaître que le "régime particulier de prise en compte de la radiotoxicité du thorium et de l'uranium naturels" relevé par le Conseil d'État vise à considérer que ces éléments doivent être pris (chacun pour ce qui le concerne) comme un radionucléide unique, lorsqu'on les rencontre dans les conditions naturelles c'est-à-dire sous forme de minerai. Pour l'uranium par exemple, les isotopes U_{235} et U_{238} appartiennent au groupe 4 de radiotoxicité alors que l'isotope U_{234} appartient au groupe 1. Les experts en radioprotection ont cependant considéré que l'élément « uranium naturel », composé essentiellement de ces trois isotopes, pouvait être classé en groupe 4. La liste des radioéléments de ce groupe comporte d'ailleurs un « U^{92} nat ».

La réglementation a ainsi voulu « créer » un nouveau radionucléide ⁽⁴⁹⁾. Compte tenu des périodes radioactives de ces trois isotopes et de leurs proportions dans l'uranium naturel, l'autorité réglementaire a donc défini arbitrairement 1 becquerel d'« uranium naturel », égal à une désintégration α par seconde (dps), ce qui correspond statistiquement à $0,489$ dps d' U_{238} + $0,489$ dps d' U_{234} + $0,022$ dps d' U_{235} .

C'est bien cette perspective qu'a adoptée COGEMA dans un document précité ⁽⁵⁰⁾, qui indique que "Par définition : $1 \text{ Bq d}'U \text{ naturel} = 0,489 \text{ Bq d}'U_{238} + 0,489 \text{ Bq d}'U_{234} + 0,022 \text{ Bq d}'U_{235}$. L'uranium naturel est ainsi considéré comme un radionucléide unique composé de ses trois isotopes majeurs et son activité massique est de $25\,253 \text{ Bq.g}^{-1}$. Cette activité massique est effectivement celle de l'uranium contenu dans les uranates (yellow cake) frais avant qu'il n'ait reconstitué ses descendants à vie courte [...].". Le document COGEMA indique ensuite que "Dans la nature, l'uranium naturel est présent avec tous ses descendants et les valeurs d'activité massique à l'équilibre sont les suivantes : [...] • Activité têtes de chaîne ($U_{238} + U_{235}$) de l'uranium dans la nature = $12\,916 \text{ Bq.g}^{-1}$ d'uranium contenu."

Ainsi, dans le document remis au rapporteur de l'Office parlementaire, COGEMA considère que : 1/ la dénomination « uranium naturel » s'applique à l'élément uranium et non au minerai ; 2/ l'activité massique de l'« uranium naturel » telle qu'elle est définie par la réglementation n'est pas égale à l'activité massique « têtes de chaînes ». COGEMA voudrait-elle suggérer ainsi que le Conseil d'État serait fort avisé de revoir la solution qu'il a retenue en 1991 ?

La difficulté qui apparaît alors est que la définition du radionucléide « uranium naturel » n'a plus aucune justification (non plus que celle du « thorium naturel »). Deux objectifs se mélangent, qui devraient nécessiter un règlement différencié :

- la prise en compte *a priori* légitime d'un traitement juridique spécial que l'on peut vouloir réserver aux minerais d'uranium et de thorium ;

⁴⁹ Qui paradoxalement s'appelle « naturel » mais a une existence uniquement juridique, donc totalement artificielle !

⁵⁰ COGEMA, *La radioactivité naturelle des minerais d'uranium, de leur environnement géologique et des résidus de traitement de minerai*, avril 1995 (note préparée à l'intention de l'Office parlementaire).

- la nécessité d'utiliser pour les règles de radioprotection un langage faisant intervenir uniquement des radioéléments et les activités correspondantes.

La définition du becquerel d'uranium naturel faite par le décret de 1966 ne tranche malheureusement pas entre :

- une définition clairement relative au minerai, qui pourrait dire par exemple : « 1 Bq d'U naturel est égal à $14 \times$ activité de l' U_{238} + $11 \times$ activité de l' U_{235} » (si l'on veut prendre en compte l'activité totale), ou bien $1 \times$ activité de l' U_{238} + $1 \times$ activité de l' U_{235} (si l'on veut prendre en compte l'activité des têtes de chaîne seulement) ;
- une définition clairement relative au radionucléide, qui serait celle écrite aujourd'hui mais ne ferait alors aucune référence à l'article 3 du décret.

On doit considérer que la réglementation actuelle n'est pas simplement obscure mais bien plutôt inopérante car incohérente.

Sur la qualification de « substance radioactive naturelle » à accorder ou à refuser aux résidus, je ne suis pas certain que l'argument des opposants soit dénué de toute pertinence, mais je n'ai pas de certitude suffisante pour prendre position de façon définitive. En effet il n'existe aucune définition de ce qu'est une « substance radioactive naturelle ». On pourrait considérer qu'il s'agit d'une substance radioactive qui ne contient pas de radioéléments artificiels ⁽⁵¹⁾. Mais alors l'uranium enrichi, les sources de radium ou les déchets radifères de RHONE POULENC devraient être eux aussi considérés comme « naturels ». On pourrait considérer qu'il s'agit d'une substance que l'on peut rencontrer dans la nature. Dans ce cas la position des opposants se trouverait justifiée.

3. De quelque façon que cette épineuse question soit résolue, il n'est pas sûr que la protection des populations s'en trouverait bouleversée. C'était d'ailleurs l'opinion du Conseil d'État dans la conclusion de son avis. Au plan strictement opérationnel, COGEMA rappelait lors de l'audition du 16 novembre que la seule chose qui compte réellement pour la protection des populations est la nature des dispositions techniques mises en oeuvre par l'exploitant. La technique est une partie importante de la protection, mais les modalités du contrôle le sont également.

Le régime juridique des INB apporterait une procédure centralisée avec une capacité d'expertise renforcée, la mise en oeuvre de contrôles stricts sur le terrain, la possibilité d'échapper aux rapports de force locaux. Sur les deux premiers points, les possibilités offertes à l'administration par le régime des ICPE lui permettent tout à fait d'être « à niveau » vis-à-vis du régime des INB.

Le Ministère de l'Environnement a demandé aux DRIRE de soumettre à l'expertise de l'IPSN tous les dossiers de réaménagement qui pourraient leur être transmis par l'exploitant. L'IPSN a déjà été amené à intervenir pour le compte du Ministère de l'Environnement sur des dossiers d'ailleurs non nucléaires. On sait par exemple que le

⁵¹ Les radioéléments artificiels sont définis dans le *Code de la Santé publique*, Livre V, Titre III, Chapitre II : "Est considéré comme radioélément artificiel tout radioélément obtenu par synthèse ou fission nucléaire" (art. L. 631).

Département d'Évaluation de Sûreté a procédé à l'examen technique des dossiers soumis à enquête publique pour des implantations industrielles dans la vallée de la Seine ; les rapports du DES étaient ensuite joints aux dossiers d'enquête. En matière de réaménagement des sites d'uranium, c'est le Département de Protection de l'Environnement et des Installations qui est sollicité.

Lors de l'audition du 16 novembre, plusieurs intervenants ont attiré l'attention sur l'importance des critères et méthodes utilisés pour évaluer les propositions de l'exploitant. J. TASSART estimait ainsi que *"L'expertise demandée par la DSIN à l'IPSN dans le cadre de la procédure INB n'est pas la même chose que l'expertise demandée par le préfet à l'IPSN dans le cadre d'une procédure ICPE. [...] le fond du problème est bien de savoir selon quelles références ces expertises vont être faites"*. C. DEVILLERS précisait alors : *"il n'y a pas deux méthodes à l'IPSN pour évaluer la sûreté des stockages : il n'y en a qu'une. Elle doit s'appliquer à proportion des niveaux de risque que présentent les installations"*, avant de reprendre : *"s'agissant de la méthode, c'est la même"*.

Les contrôles sur le terrain peuvent être faits à tout moment par la DRIRE. Revendiquer une meilleure protection du fait de l'application d'un régime d'INB suppose la certitude que les contrôles seraient plus fréquents et plus détaillés. Rien ne permet de l'affirmer, surtout pour un stockage qui est par nature relativement « inerte ». En matière de radioprotection, le régime INB semble supposer une intervention automatique de l'OPRI (création de l'installation, rejets...) mais l'OPRI est habilité à intervenir partout et quand il le souhaite, en vertu de sa mission générale de protection de la population contre les effets des rayonnements ionisants. Une amélioration de la protection offerte aux populations viendra plutôt, quel que soit le régime administratif appliqué, du développement des capacités techniques en matière de mesures de radioactivité au sein des services extérieurs de l'État. L'OPRI a engagé une réflexion sur les moyens de développer ses contacts avec les DRASS et les DDASS ainsi qu'avec les autres organismes techniques locaux (laboratoires départementaux, laboratoires communaux...). Je ne peux que l'encourager à poursuivre dans cette voie.

Cela étant, une éventuelle révision de la position du Conseil d'État, donc le passage du régime juridique des ICPE vers celui des INB, ne me causerait aucun état d'âme s'il s'avérait que la solution retenue jusqu'ici était en fait inadéquate.

2.2.3 L'autorité administrative doit se forger une doctrine en matière de réaménagement

Les sites de stockage sont soumis au régime juridique des ICPE, c'est à dire que l'autorité administrative est le préfet. Cela entraîne la possibilité (voulue par la loi) que des traitements juridiques différents soient appliqués dans des départements différents. Or est apparue avec de plus en plus de force la nécessité d'avoir, non pas un traitement centralisé des dossiers⁵², mais une démarche plus cohérente au niveau national. A.C. LACOSTE remarquait ainsi que *"A l'évidence, dès que les sujets apparaissent suffisamment importants pour mériter une doctrine ou des dispositions communes, c'est à*

⁵² A.C. LACOSTE soulignait fort justement lors de l'audition du 16 novembre que *"on imagine parfaitement que les préfets soient à même de prendre des dispositions différentes pour des problèmes qui apparaissent identiques vus de Paris mais qui localement ne le sont pas."*

l'administration centrale de faire ce qu'il faut. » La loi de 1976 a prévu ce genre de situation, et j'ai déjà cité la circulaire de 1986 transmettant aux préfets une instruction technique destinée à les guider dans la rédaction des arrêtés d'autorisation relatifs aux installations de traitement de minerai d'uranium. Le Ministre de l'Environnement dispose également du pouvoir de fixer par arrêté des prescriptions générales applicables de plein droit à des catégories déterminées d'installations ; ces arrêtés fixent des prescriptions minimales qui peuvent être aggravées par le préfet.

Tous les acteurs sont aujourd'hui demandeurs d'une clarification et d'une homogénéisation des traitements administratifs pour le réaménagement des stockages :

- COGEMA souhaite éviter une trop grande diversité des arrêtés préfectoraux ; déjà elle regrette que les arrêtés préfectoraux aient classé les sites de stockage sous des rubriques différentes de la nomenclature ICPE (167 b, 385 quinquies, etc.) ; elle dit observer désormais une surenchère de protection entre les DRIRE : les associations compareraient les arrêtés adoptés ici et ailleurs, et exigeraient toujours l'intégration des dispositions les plus rigoureuses même si les circonstances locales les justifient en un endroit mais pas en un autre ; certains arrêtés sont plus détaillés que d'autres, et les exigences vont en se renforçant (J.P. PFIFFELMANN m'a parlé de *"fuite en avant"* des DRIRE sous la pression des associations) ; COGEMA souhaiterait que les arrêtés s'appuient plus sur l'évaluation des impacts sanitaires réels ;
- Mme SUGIER, pour l'IPSN, a estimé lors de l'audition que l'expertise a besoin d'un corps de doctrine : il faut *"des règles fondamentales auxquelles se référer"* ;
- pour la CDFT, F. ROLLINGER a également estimé qu'il faut une doctrine : l'IPSN doit utiliser des règles d'évaluation claires et publiques ;
- la CRII-RAD va plus loin et réclame un véritable *"cahier des charges"* imposé par l'administration à l'exploitant ; je ne pense pas que l'on puisse aller jusque là : un cahier des charges s'inscrit dans une logique prescriptive, où l'exploitant a quasiment une obligation de moyens et non une obligation de résultats ; cette logique va totalement à l'encontre du mode de fonctionnement traditionnel du contrôle administratif en France ; mais surtout elle suppose résolue la question de la mise au point de la doctrine...

La première étape du processus consiste donc à définir le contenu de cette « doctrine ». On peut envisager des objectifs temporels, par exemple une obligation de démontrer la pérennité de tel ou tel dispositif sur 500 ou 1000 ou 10 000 ans. Les États-Unis imposent à l'exploitant de garantir la pérennité de la couverture radon sur 200 ans au minimum et 1000 ans si possible. Mais cette valeur est fixée de façon assez arbitraire.

Mme SUGIER évoquait des domaines comme la définition de scénarios accidentels de référence, la définition des exigences en matière de maintien de la mémoire des sites... En fait le cadre conceptuel général de la protection radiologique pour les expositions susceptibles de survenir sur le long terme est encore très peu développé. Le

texte fondamental traitant de ces aspects est la CIPR 46. Mme SUGIER m'a indiqué que cette publication de la CIPR est en fait très peu opératoire car elle reste très théorique. Il est manifeste que si l'on ne sait pas exprimer les concepts de protection radiologique nécessaires pour la prise en charge sur le très long terme des sources d'exposition, on aura du mal à définir la doctrine « résidus ». Lors de l'audition, plusieurs intervenants ont mentionné la nécessité de se référer à la Règle fondamentale de sûreté n° I.2, qui s'applique au centre de stockage de l'Aube. Il me semble qu'il faudrait également se référer à la RFS-III.2.f relative à la "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". Cette RFS donne en effet une première approche de ce que peuvent être des objectifs à prendre en compte sur le long terme et de la façon dont on peut les formuler.

Des échanges particulièrement vifs et fournis ont eu lieu sur le « calendrier de travail » que l'on peut attendre de l'administration sur une telle règle. On peut séparer les prises de position en deux partis :

- pour certains, il est urgent de réfléchir immédiatement et de conclure rapidement : les réaménagements sont en cours et il ne faut pas que la doctrine sorte une fois que tout sera fini ; prenant exemple sur une situation similaire, Mme BENARD soulignait ainsi que le Centre de stockage de la Manche était la preuve évidente qu'une règle *a priori* est absolument nécessaire ;
- pour d'autres, il faut attendre d'avoir suffisamment d'expérience pour forger une doctrine ; reprenant l'exemple de Mme BENARD, C. DEVILLERS soulignait pour sa part que le Centre de l'Aube et la RFS-I.2 sont justement la conséquence du retour d'expérience (parfois pas très heureux) obtenu à partir du Centre de la Manche ; la DSIN estime également qu'une règle générale ne s'improvise pas ; le Dr. COQUIN a rappelé pour la Direction générale de la Santé que, en matière sanitaire il est fréquent que la réglementation soit en retard sur les faits.

Il s'agit en fait de savoir comment peuvent s'articuler les connaissances dont on dispose actuellement et les connaissances que l'on va pouvoir acquérir du fait de l'expérience en cours et future en matière de réaménagement et d'évolution des stockages. J.P. PFIFFELMANN tenait ainsi à rappeler que "il ne faut pas dire que nous partons dans l'inconnu complet, que nous n'avons aucune référence, aucune base ; [...] nous ne partons pas de rien". C. DEVILLERS soulignait aussi que l'absence de règle *a priori* est en partie suppléée par l'obligation de surveillance. Le retour d'expérience est essentiel. Prenant le dramatique exemple de la thalidomide, le Dr. COQUIN mettait en avant la nécessité de ne pas se reposer uniquement sur la règle de base fixée *a priori* (procédure de mise sur le marché de médicaments) mais de l'assortir d'un système de surveillance et d'analyse des informations obtenues *a posteriori* sur le terrain.

Dans ces conditions, je suis d'accord pour dire que le rapport BARTHELEMY-COMBES, les expertises déjà effectuées par l'IPSN, les projets d'arrêtés préfectoraux disponibles aujourd'hui et les études engagées par COGEMA fournissent une base sur laquelle il est possible de commencer des investigations plus poussées. Je souhaite que

L'IPSN développe également le retour d'expérience venant de l'étranger. En effet la définition d'une doctrine repose sur la clarification de concepts et de questions à caractère très fondamental, qui débordent largement le cadre des frontières nationales.

Y a-t-il réelle urgence à formuler cette doctrine si nécessaire ? Certes j'ai bien conscience des difficultés de l'entreprise, mais je ne souhaite pas que le processus traîne et s'enlise. On dispose déjà d'éléments qui permettent d'engager une démarche volontaire. Sur quels points alors faut-il faire porter les efforts ? Il me semble que, une fois clairement affiché le risque essentiel : l'intrusion humaine sur le site, on devrait pouvoir dégrossir assez rapidement un cadre de réflexion : définition de quelques scénarios de référence pour l'intrusion, détermination comparée des risques d'exposition en fonction de ces scénarios et des méthodes de protection envisagées, hiérarchisation des scénarios en fonction des conséquences attendues et des probabilités d'occurrence. A cette première démarche on pourrait adjoindre quelques scénarios sans intrusion, destinés à évaluer les possibilités d'évolution intrinsèque des sites, ainsi que l'impact prévisible sur l'environnement et les populations. A partir des résultats fournis par ces scénarios, il devrait être possible de cerner quels pourraient être des objectifs raisonnables de sûreté et de protection.

La partie « retour d'expérience » peut être également améliorée. Au moins pour les eaux de surface, l'OPRI dispose certainement dans ses archives d'informations nombreuses sur la qualité radiologique des réseaux hydrologiques dans l'environnement des sites. De même COGEMA doit disposer d'informations similaires, même si le décret imposant la surveillance de l'environnement n'est paru qu'en 1990. Il me paraît important de compléter rapidement ces données de base, qui restent parcellaires. C'est pourquoi je suggère deux actions complémentaires :

- l'exploitation poussée des résultats accumulés jusqu'ici par l'exploitant, dans un processus ouvert ;
- la mise en place d'un réseau renforcé de mesures sur certains des sites de La Crouzille considérés comme sites pilotes, dans une collaboration étroite entre l'exploitant, les autorités (DRIRE, DDASS et OPRI...) et les associations ; ce réseau assurerait bien sûr la surveillance effective des sites concernés en Limousin ; il aurait surtout pour objectif d'accumuler des informations sur l'évolution réelle *in situ* des stockages ; dans cette perspective, il devrait être conçu avec des stations de mesure et d'instrumentation en « surnombre » par rapport à ce que nécessiterait la simple surveillance de l'environnement ; le financement pourrait être partagé entre les autorités et l'exploitant et l'analyse des données effectuée par une instance rassemblant l'ensemble des partenaires ; le caractère pilote de cette démarche devra être clairement affiché : je ne souhaite pas (malgré les pressions qui inévitablement se feront jour en ce sens) que cette surveillance renforcée soit généralisée à l'ensemble des sites français ; il s'agit bien d'acquérir de l'information, pour valider l'adéquation entre les modélisations et la réalité.

On peut ainsi engager dès aujourd'hui un ensemble d'actions visant à favoriser l'émergence d'une doctrine. Mais je ne peux m'empêcher de craindre ce travers naturel

qui consiste à croire que dans la doctrine d'aujourd'hui réside la solution de tous les problèmes futurs et que l'on pourrait tout régler dès maintenant. Or il me semble avoir suffisamment montré dans les pages précédentes que l'on doit faire preuve de beaucoup d'humilité et admettre que des solutions meilleures pourront émerger à l'avenir.

L'élaboration d'une doctrine et la poursuite des quelques aménagements dans la mise en oeuvre de la réglementation sont indispensables. Ils ne sont pas une condition suffisante pour renouer les fils d'un débat serein et — peut-être — d'une confiance retrouvée. L'État doit trouver le moyen, en sortant de son face à face traditionnel avec l'exploitant, de renouer ces fils pour donner une nouvelle légitimité à son action.

2.3 Comment retrouver une légitimité pour l'action de l'État ?

2.3.1 Ouvrir l'expertise de contrôle

On a dit souvent — pour le dénoncer parfois — que la construction de la société française s'était faite sous l'impulsion de l'État. Dans une société fondée sur la régulation par l'administration plutôt que par le droit (comme c'est le cas aux États-Unis), celle-ci doit disposer d'une forte « expertise technique ». Et c'est un fait que notre État, par le biais de ses grands instituts et de ses grands corps techniques, dispose d'une telle capacité d'expertise. Il trouve ainsi les ressources pour exercer un contrôle rigoureux et efficace sur les entreprises, que dirigent d'ailleurs parfois certains membres de ces mêmes corps techniques.

COGEMA souligne parfois que de nombreuses parties de ses dossiers sont faites par des experts extérieurs (hydrogéologie, stabilité de digues...) ; il s'agit là de l'expertise de conception, nécessaire à la mise en oeuvre des solutions. L'expertise sur laquelle je souhaite me concentrer concerne plutôt le contrôle. Le mouvement d'ouverture est aujourd'hui bien lancé ; l'Université et les associations sont souvent mises à la tâche. Pour ce qui est de l'État, le Ministère de l'Environnement exerce un rôle moteur dans cette ouverture. Certes les acquis peuvent paraître encore modestes : l'ingénieur divisionnaire de la DRIRE Limousin m'indiquait ainsi que la subvention annuelle pour pratiquer des expertises sur toutes les ICPE de son ressort s'élevait à 60 000 F environ, bon an mal an.

Assurément en matière d'ICPE à caractère nucléaire, la réglementation pose quelques problèmes. L'article 40 du décret de 1977 impose en effet de faire appel à un « organisme agréé » *"en vue de la réalisation des analyses et contrôles qui peuvent être prescrits en application"* de ce décret. Or pour les questions nucléaires relatives aux installations minières ou de résidus, le seul organisme agréé est le Centre de radioprotection dans les mines, division d'ALGADE, filiale de COGEMA. Il conviendrait que le champ de l'agrément soit plus largement ouvert.

Cela n'empêche pas les initiatives « transverses ». En effet, si le contexte s'y prête, la réalisation d'expertises extérieures à l'exploitant peut résulter d'un accord « extra-réglementaire » plutôt que d'une obligation imposée par le préfet. Deux expertises majeures ont eu lieu ces dernières années, dont l'une ne concerne pas à proprement parler des opérations de réaménagement de site. A l'Écarpière, à la demande du Ministre

de l'industrie, J.P. MANIN, ingénieur d'hygiène et sécurité de l'IN₂P₃, a supervisé une double évaluation de l'impact radiologique des activités minières. L'objectif principal de cette étude consistait à fournir une information sur les caractéristiques radiologiques du site de l'Écarpière, permettant de répondre aux interrogations des élus locaux et des associations : 1/ l'état des lieux est-il conforme aux informations données par COGEMA ? 2/ quelle est la signification des résultats des mesures en termes de respect de la réglementation et d'impact sur l'environnement ? La double évaluation a été conduite par ALGADE et la CRII-RAD, d'après un protocole de mesures défini par J.P. MANIN. Le rapport de synthèse de J.P. MANIN a été rendu public le 9 février 1994.

J'ai fait plusieurs fois référence au document de la CRII-RAD intitulé *Études radioécologiques sur la division minière de La Crouzille*. Ce document résulte de la volonté exprimée par le Conseil régional du Limousin et le Conseil général de Haute Vienne de faire effectuer une expertise reposant sur des mesures fournies pour l'exploitant par la société ALGADE et sur celle d'un laboratoire spécialisé extérieur, la CRII-RAD. L'objectif était d'aboutir, dans la perspective du réaménagement des sites, à une information indépendante et fiable sur l'impact des activités et l'état radiologique de l'environnement, immédiat et futur.

Un protocole commun a permis de fixer les lieux de prélèvements, la nature des radionucléides et les types de grandeurs radiométriques à déterminer. Pour chaque échantillon, un lot était conservé par la DRIRE à titre de témoin, laissant ainsi la possibilité de faire appel à un nouveau laboratoire en cas de litige. La campagne de mesures et prélèvements s'est déroulée d'octobre 1992 à août 1993. Les résultats initiaux des laboratoires ont été remis en mai 1994, date à laquelle deux universitaires ont été chargés de comparer les analyses effectuées par les laboratoires. Dès le mois de juin les experts étaient en mesure de présenter des conclusions partielles, mais le processus de discussion avec les laboratoires s'est poursuivi pendant plusieurs mois afin de résoudre plusieurs difficultés. Le rapport définitif des experts a été remis au début de l'année 1995 ; il concluait qu' *"il existe un accord raisonnable entre les valeurs fournies par ALGADE et CRII-RAD, troublé par endroits par quelques incompatibilités"*. Le rapport mettait également en évidence le fait que les mesures réalisées n'avaient pas porté sur l'ensemble des paramètres permettant de calculer l'exposition des populations, déterminée par le calcul du TAETA. Les experts souhaitaient en conséquence que soient conduites des mesures complémentaires destinées à mieux cerner les conditions d'exposition des populations.

La DRIRE a demandé au laboratoire universitaire d'effectuer cette campagne, financée par COGEMA. Le laboratoire s'est alors rapproché d'ALGADE afin de préparer la campagne de mesures, estimant que cette société offrait les meilleures possibilités techniques. C'est ce rapprochement qui a suscité l'ire profonde des associations, dont j'ai parlé brièvement précédemment : elles ont dénoncé une « trahison » des experts et mis en cause la neutralité de l'expertise.

Dans l'action au quotidien, la DRIRE Limousin cherche à favoriser l'apparition d'un pôle de compétences universitaire. Quelques laboratoires commencent à avoir de sérieuses capacités, dont celui hébergé par l'université de Limoges, dirigé par le Pr. J.L. DECOSSAS, qui était intervenu dans la procédure de la double étude

radioécologique. Par ailleurs la DRIRE réfléchit à l'implantation de têtes de mesure dosimétriques à côté des stations gérées par ALGADE, de façon à avoir des résultats autonomes, indépendants de ceux de l'exploitant, mais déterminés dans les mêmes conditions environnementales. A la date de ma visite, elle tentait de trouver un laboratoire capable de développer et interpréter les résultats de ces têtes de mesure avec toute la compétence requise.

Je dois encourager ce mouvement qui renforce la crédibilité de l'autorité administrative dans un domaine extrêmement sensible. Peut-être pourra-t-elle ainsi désamorcer une partie des critiques très sévères élevées à son endroit par les associations.

2.3.2 Développer et renforcer les lieux de débat

La diversification des sources de connaissance en matière de surveillance des impacts sur l'environnement est indispensable. Cela nécessite de trouver un forum de discussion qui permette de dépasser les approches trop passionnelles et d'engager un débat serein. Je ne vois pas de meilleure solution, sur le terrain, que dans le renforcement des commissions locales d'information.

Encore faut-il que la commission locale soit reconnue par tous comme un lieu légitime de rencontre. Ce n'est malheureusement pas le cas en Limousin. La commission locale a été créée par une décision préfectorale en janvier 1992. Dès le mois de juin, le quotidien *La Montagne* titrait "Une commission minée par les divisions" et poursuivait : "La commission locale d'information sur les activités de la division minière de La Crouzille est au bord de l'éclatement. Présentant hier son projet de réaménagement des zones de stockage de résidus radioactifs, COGEMA s'est vu reprocher de remblayer des sites « sensibles » par les associations écologistes. Ces dernières menacent de quitter la table... et le préfet de dissoudre la commission." *L'Écho du Centre* évoquait pour sa part "La commission locale d'information minée par la suspicion" et décrivait le déroulement d'une séance fort houleuse où tour à tour COGEMA, le préfet, la presse... auraient été la cible des polémiques, "pour en venir à la conclusion que cette commission ne serait qu'une « mascarade »." P. MOLLARD, ingénieur divisionnaire de la DRIRE, me disait pour sa part d'un ton un peu désabusé : "Il n'y a pas eu de commission pendant longtemps, et aujourd'hui la commission ne marche pas..."

Cela est d'autant plus regrettable que P. MOLLARD m'a indiqué que des collaborations très fructueuses pouvaient avoir lieu avec la FLEPNA sur de nombreux autres dossiers. Même dans le cas de dossiers relatifs aux activités de COGEMA, il a été possible de travailler utilement en commun. Par exemple P. MOLLARD m'a indiqué que lors de la première réunion de la CLI en 1992 un dossier de réaménagement avait été évoqué. L'administration jugeait que le réaménagement devait être considéré comme terminé, ce que contestait la FLEPNA. L'ensemble des partenaires se sont mis autour de la table afin de définir un réaménagement final, qui a satisfait tout le monde.

Il faut dire que la CLI semble être née sous des auspices peu favorables, après la révélation au grand public par le rapport DESGRAUPES de l'existence de fûts enfouis dans les stockages de Bessines, voire dans les versées à stériles. *Le Populaire du Centre* se faisait l'écho de quelques inquiétudes en écrivant par exemple : "Radioactivité et sérénité

ne riment pas vraiment : malgré un effort de transparence sans précédent, la COGEMA trouve bien du mal à effacer les interrogations. Difficile de donner l'image d'un partenaire loyal après des dizaines d'années de pratiques dissimulatoires, voire mensongères. Les responsables de la COGEMA, et même d'une certaine façon certains représentants de l'administration, en font l'amère expérience."

Je sais bien qu'il est difficile de faire la distinction entre les sentiments exprimés par des représentants d'associations et ce que pense réellement le public local pris dans sa grande généralité. Je me suis laissé dire cependant que *"les associations n'ont pas tout à fait tort sur le comportement passé de COGEMA"*. COGEMA a manifestement conscience que certaines choses ont été faites qui n'auraient peut-être pas dû l'être... Il suffit de voir le soin avec lequel, dans le document publié à l'occasion du rapport DESGRAUPES⁽⁵³⁾, COGEMA a décrit les procédures d'« autorisation » accordées par les instances internes du CEA. Pour les résidus provenant de l'usine du Bouchet, COGEMA présente les *"cadres technique et administratif de l'évacuation des résidus radioactifs du Bouchet sur le site de Bessines. [...] L'évacuation des résidus radioactifs de l'usine du Bouchet sur le site de Bessines s'est effectuée dans le cadre d'une note technique du CEA Département de Protection du 30 octobre 1973 adressée par le Chef de la Division de La Crouzille au préfet de région du Limousin qui en a donné acte sans observation par courrier du 7 novembre 1973. Les transports ont été effectués par une société spécialisée (société PEC - Département INFRATOME) alors gestionnaire du Centre de stockage de la Manche, se conformant à la réglementation sur les transports des matières radioactives."*

Il faut noter quand même que ces transferts étaient déjà connus puisque, en 1978, une association inquiète de la nature des résidus avait assigné COGEMA en référé. Une expertise judiciaire avait conclu que les résidus stockés n'étaient pas des déchets issus du retraitement des combustibles à La Hague. Il est regrettable que partout la mémoire collective semble être assez volage : j'ai souvenir de l'émotion récente suscitée par la « révélation » dans un quotidien britannique que des fûts de déchets radioactifs avaient été immergés dans la fosse des Casquets (Manche). Les faits étaient pourtant connus depuis les travaux effectués par l'AEN-OCDE : un rapport recensant tous les sites d'immersion de déchets radioactifs, publié en 1985, faisait état de la fosse des Casquets. Ces anecdotes montrent l'intérêt du rapport annuel de l'Observatoire national des déchets radioactifs, géré par l'ANDRA, et d'une bonne médiatisation (préalable et continue) autour de cet inventaire.

Pour ce qui concerne les fûts de déchets d'uranium faiblement enrichi provenant de Pierrelatte, COGEMA indique qu'ils *"ont été enfouis sous les verses à stériles du Brugeaud entre le 16 janvier 1968 et le 25 octobre 1971"* et que *"la demande de stockage a reçu l'aval des autorités de radioprotection du CEA. Les transports échelonnés de 1968 à 1971 ont été effectués par wagons SNCF, respectant la réglementation en vigueur [...]"*

Le Limousin a été particulièrement « gâté » puisque de 1975 à 1989, le siège minier de Margnac a reçu les fûts compactés ayant servi de conditionnement au *yellow cake* réceptionné par l'usine COMURHEX de Malvézi. *"La demande de stockage des fûts*

⁵³ COGEMA, *Dossier d'information. Sites miniers COGEMA et stockages de résidus et stériles*, novembre 1991.

d'uranate écrasés de Malvési à Margnac a reçu l'accord technique des autorités de radioprotection du CEA par note 75-517 du 7 novembre 1975 en réponse à une demande formulée le 24 octobre 1975 par le STEPPA, prédécesseur du CRPM. Enfin ont été stockés dans une MCO du site de Fanay des fûts compactés ayant contenu de l'uranothorianite provenant du démantèlement de l'usine du Bouchet. Le rapport annuel de l'Observatoire national des déchets fait le point aujourd'hui sur l'ensemble des déchets de toute nature qui ont été enfouis dans le passé sur (ou plutôt « sous ») les sites du Limousin.

Sur cette relation manquée avec un certain public associatif, je ne peux m'empêcher de faire, toutes proportions gardées, le rapprochement avec la situation rencontrée par WISMUT en ex-Allemagne de l'Est. Toute l'histoire de cette société a été marquée par le secret le plus total : on m'a rapporté que des scellés étaient apposés sur les portes des bureaux tous les soirs et que le contenu des poubelles à papier était soigneusement récupéré. Le nom même de la société avait été choisi de façon à ne pas attirer l'attention sur l'extraction de l'uranium : WISMUT est dérivé de l'appellation allemande du bismuth, qui est un des produits de filiation du radon. Les débuts de la période d'extraction étaient caractérisés par l'impossibilité donnée aux autorités allemandes de procéder au moindre contrôle sur WISMUT : aucune information n'était rendue disponible par les Soviétiques sur la situation radiologique des sites, les modes d'exploitation des usines, les conditions d'exposition des travailleurs... Il est aujourd'hui certain que beaucoup de travailleurs ont reçu des doses de plusieurs Sieverts dans les toutes premières années de production. Seule était possible une surveillance (pas très poussée) de l'environnement.

L'information a commencé à être publique après la réunification seulement. Le BFS, organisme fédéral de conseil et d'expertise en radioprotection, en a profité pour lancer deux études épidémiologiques importantes, sur les travailleurs d'une part, sur la population d'autre part. Bien sûr des personnes comme P. DIEHL (projet WISE Uranium) estiment que la transparence a encore beaucoup de chemin à faire. Cependant il semble que WISMUT ait adopté une politique volontariste, qui va au-delà des obligations réglementaires, encore minimales :

- la surveillance de l'environnement fait l'objet d'un Programme général : les sites sont caractérisés de façon systématique, par quadrillage à maille variable selon la nature du site ; des rapports annuels détaillés sont remis aux autorités ; les résultats de la surveillance de l'environnement sont intégrés à une banque de données nationale ; WISMUT publie également des informations sur l'état de l'environnement « non nucléaire », bien que cela ne soit pas obligatoire ;
- la surveillance des travailleurs s'est renforcée au fil des années et les données sont désormais utilisables et contrôlables par les autorités sanitaires.

Aujourd'hui WISMUT dit avoir des relations plutôt confiantes avec le public. Il y a eu une phase de transition délicate. La méfiance était évidente, car la réunification révélait des risques auparavant soigneusement cachés par le régime politique précédent. Puis la confiance semble être revenue lorsqu'il est apparu que les réaménagements allaient faire disparaître des sources d'exposition significative pour les populations. Les

dirigeants de WISMUT m'ont indiqué que toutes les tentatives récentes de mobilisation de la population par des associations écologistes avaient plutôt échoué. D'ailleurs les écologistes seraient assez peu présents sur le sujet : ils préféreraient concentrer leurs efforts sur la production d'électricité nucléaire plutôt que sur la réhabilitation des sites contaminés, considérée comme plutôt positive.

Bien sûr je n'ai entendu ici que le discours de l'exploitant, qui sous toutes les latitudes a généralement tendance à minimiser l'expression des oppositions. Dans les contacts écrits que j'ai pu avoir avec P. DIEHL, il ne m'est pas apparu cependant que la sensibilité publique soit très opposée aux projets de réhabilitation. De même le Dr. KUNERT et Mme SPEERHACHE, au Ministère de l'Environnement de Basse Saxe, m'ont confirmé que les populations sont plutôt favorables et peu mobilisées. La discussion des projets est très ouverte et il n'y a généralement pas de contestation sur la forme ou sur la conduite des opérations envisagées (mises à part les traditionnelles récriminations contre les passages de camions et autres nuisances de la vie quotidienne). En fait, pour le Dr. KUNERT, le débat est quelque peu stérilisé car il y a peu d'options disponibles... Les écologistes, représentés à la Chambre de Basse Saxe jusqu'en octobre 1994, posaient beaucoup de questions parlementaires et avaient engagé une instance auprès de la Cour constitutionnelle. Mais rien d'autre de véritablement sérieux.

Il semble qu'aux États-Unis également les programmes de réhabilitation se soient passés correctement vis-à-vis des populations. Pourtant si la densité de population y est plus faible qu'en Europe, la vigueur et la pugnacité des mouvements de protection de l'environnement y sont souvent plus fortes. Elles trouvent également de grandes facilités pour s'exprimer dans le système juridique américain. J'ai été très fortement impressionné par la politique d'ouverture manifestée par les gestionnaires du programme fédéral de réhabilitation UMTRAP (*Uranium Mill Tailings Remediation Act Program*). L'UMTRAP semble être l'un des rares programmes du DoE consacré aux déchets nucléaires qui fonctionne à peu près correctement, dans un contexte budgétaire parfois cahotique ! Mme BIERLEY, directeur adjoint du projet UMTRA pour le sous-traitant *Jacobs Engineering Group*, m'a indiqué qu'une grande partie de ce succès doit être imputée aux bonnes relations établies avec les acteurs extérieurs.

Dès l'origine la coopération avec le public et l'« éducation » des populations ont été l'une des composantes majeures du programme. Les personnels du DoE ont reçu des formations spéciales pour les relations avec le public, très appréciées et très efficaces à l'usage. Les relations avec les États étaient plutôt bonnes également ; il faut dire au passage que ces mêmes États ne supportent que 10% du coût des projets, les 90% restants étant à la charge du DoE...

COGEMA est souvent accusée de secret et de manque de transparence. Heureusement la situation n'est quand même pas celle de WISMUT aux heureux temps du socialisme triomphant ! COGEMA doit remonter une pente autrement plus douce que WISMUT, mais le contexte « politique » en Limousin est également moins porteur et moins disposé au pardon.

Pourquoi discuter, disent les associations, puisque l'on est toujours placé devant la politique du fait accompli ? Le projet de stockage d'uranium appauvri a clairement été

ressenti comme une nouvelle lutte du pot de terre contre le pot de fer : *"on savait que notre division minière était condamnée, on a vu arriver la poubelle nucléaire..."* m'ont dit mes interlocuteurs de la FLEPNA. Quelles que soient les raisons qui ont poussé COGEMA à mettre au point ce projet — raisons sur lesquelles je n'ai pas à me prononcer — celui-ci s'inscrit dans une histoire locale tourmentée et a de ce fait pour certains un goût de « déjà vu ».

Au titre des « lieux de débat », je dois mentionner le travail remarquable effectué par la commission d'enquête publique sur ce projet d'entreposage d'uranium appauvri. La commission, constituée de 5 commissaires, a procédé à une analyse détaillée du dossier dans toutes ses composantes, techniques comme économiques et sociales. Elle a également mis en évidence certaines insuffisances tant dans le dossier soumis à enquête que dans les arguments avancés par les personnes ayant participé à l'enquête. Elle a rapporté, *"en son âme et conscience, le plus objectivement et humainement possible, ce que ses membres ont ressenti à la lecture des nombreuses observations et à l'écoute des divers points de vue. Son rôle est de proposition par appréciations et suggestions argumentées."* L'avis négatif, rendu à la majorité par la commission en mars 1995, a pesé lourd dans le renforcement de la tension dans la région ⁽⁵⁴⁾. Le préfet ayant accordé l'autorisation de stockage par un arrêté du 20 décembre 1995, les associations sont remontées au créneau et la FLEPNA *"va exiger du ministère de l'Environnement, voire du président de la République s'il le faut, le départ du préfet."* ⁽⁵⁵⁾

Il faudra bien que les protagonistes de ce bras de fer se rencontrent de nouveau. Je suis persuadé que le temps effacera peu à peu les excès, d'où qu'ils viennent. La CLI reste pour moi le lieu naturel de cette rencontre future. Dans ce cadre apparaîtra avec toujours plus d'évidence la nécessité d'avoir recours à l'arbitrage impartial de l'État.

2.3.3 Convaincre qu'il y a un arbitre impartial en dernier recours

Dans un mouvement constant et dont on doit se féliciter, au fil du temps et au fil des lois, l'État se trouve progressivement extrait de son tête à tête unique avec l'exploitant. Il cumulait les fonctions de critique et de décision ; il partage aujourd'hui de plus en plus la fonction de critique avec des partenaires extérieurs.

Ce mouvement ne va pas sans quelques douleurs. Personne ne conteste plus aujourd'hui la place de la CRII-RAD dans le paysage institutionnel ; chacun garde en mémoire les conditions d'apparition de ce véritable « poil à gratter » du milieu nucléaire français. C'est à un autre niveau que se situent désormais les difficultés — qui dépassent largement le simple cadre des activités nucléaires. Le processus plusieurs fois engagé d'une double étude suivie d'une synthèse par expertise contradictoire ⁽⁵⁶⁾ se révèle insuffisant à l'usage.

⁵⁴ D'autres instances se sont prononcées : 1/ dans le cadre de la procédure réglementaire, le Conseil départemental d'Hygiène a rendu un avis favorable le 24 novembre 1995, tandis que le conseil municipal de Bessines adoptait également un avis favorable ; 2/ hors de la procédure, le conseil général de Haute Vienne et le conseil régional du Limousin avaient adopté des avis défavorables en décembre 1994.

⁵⁵ Dépêche AFP, 12 février 1996.

⁵⁶ J'ai déjà évoqué les études de l'Écarpière et de La Crouzille. Je crois savoir qu'un processus similaire a été conduit à Marcoule, dans le Gard, sur une double étude (COGEMA et IPSN) expertisée par une institution canadienne.

Tout d'abord parce que la neutralité de l'expert « de deuxième niveau » ne manque pas d'être critiquée. A peine remis le rapport de J.P. MANIN sur l'impact du site de l'Écarpière⁽⁵⁷⁾, voilà l'association « Moine et Sèvres pour l'avenir » qui estime que l'expert n'est *"pas aussi neutre qu'il devrait l'être"*. La CRII-RAD de son côté, partie prenante à la double étude, fait savoir que *"le rapport MANIN est la conséquence d'un parti pris et d'un manque d'objectivité scientifique. Il faut être vigilant et les gens doivent se mobiliser."* Le quotidien *Ouest France* rapporte que *"la technicienne reproche au mandataire ministériel de ne pas avoir dégagé de perspectives à moyen et long terme."* Le principal intéressé avait pourtant protesté de sa bonne foi, de façon préventive, en indiquant que *"le CNRS ne peut pas être soupçonné d'être pronucléaire et il ne dépend pas du même ministère de tutelle que celui qui l'a mandaté."*⁽⁵⁸⁾

Faut-il voir dans les critiques de la CRII-RAD une réponse aux observations et commentaires présentés parfois dans le rapport par J.P. MANIN ? Celui-ci remarque par exemple dans ses conclusions que *"le contrôle technique de l'expert et son rôle d'arbitre ont été acceptés avec bienveillance par les laboratoires et SIMO-COGEMA qui ont ainsi témoigné de leur volonté de transparence. Toutefois le protocole n'a pas été observé de la même manière. ALGADE l'a respecté scrupuleusement. La CRII-RAD l'a considéré comme une simple ligne générale. [...]"* (p. 39) Même si l'auteur du rapport *"estime que les laboratoires, en fonction de leur capacité respective, ont réalisé des études de qualité avec beaucoup de conscience professionnelle"* (p. 40), il a manifestement regretté que *"lors de l'élaboration du protocole la CRII-RAD a refusé d'utiliser les techniques de mesure d'EAP⁽⁵⁹⁾ qu'elle ne maîtrisait pas, malgré la possibilité qui lui était offerte de se faire prêter ce type de dosimètre par l'IPSN ou le CRPM/ALGADE et de les faire développer par des laboratoires ne dépendant pas du CEA ou de la COGEMA. Elle a préféré la méthode de mesure de concentration du radon par adsorption sur charbon actif, méthode tout à fait inadaptée à la mesure en extérieur et qui ne fut acceptée par l'expert que sous trois conditions : [...]. La deuxième condition (impact sanitaire) n'a pas été respectée par la CRII-RAD, qui en avait pourtant pris l'engagement en réunion publique à la mairie du Gétigné [...]"* (p. 32).

Considérant les expériences de l'Écarpière, du Limousin et m'a-t-on dit de Marcoule, tout semble se passer comme si la fonction sociale de l'expertise supplantait souvent sa fonction technique. Certes il est important — et je l'ai montré au 2.3.1 — d'ouvrir le champ de l'expertise. Mais il ne faut pas que celle-ci contribue à brouiller les enjeux au lieu de les clarifier. Ce serait aller à l'encontre de son objectif véritable : participer de la prise de décision.

Cette dernière compétence reste du ressort de l'État : elle ne peut pas se partager. Choisir et décider, c'est bien sûr faire des mécontents et s'exposer au risque d'une contestation devant la juridiction administrative. Au demeurant personne n'aurait plus aujourd'hui la prétention de dire que l'État est infallible ! C'est le rôle naturel des

⁵⁷ J.P. MANIN, *RAPPORT. Caractéristiques radiologiques de l'ancienne mine d'uranium de l'Écarpière (Loire Atlantique)*, à Monsieur le Ministre de l'Industrie, des Postes et Télécommunications et du Commerce extérieur, décembre 1993.

⁵⁸ Citations extraites d'un article de *Ouest France*, 10 février 1994.

⁵⁹ EAP : énergie α potentielle, qui mesure l'impact du radon et de ses produits de filiation.

associations de déposer des recours chaque fois qu'elles estiment que son appréciation a été faussée. Le préfet doit cependant se débarrasser de l'image tenace d'un système administratif qui, au mieux avalise sans discuter les projets des pétitionnaires, au pire agit de concert avec eux dans le dos des populations. On a suffisamment relevé les interprétations ambiguës qu'a suscitées la loi de 1983 réformant le droit des enquêtes publiques pour la protection de l'environnement, qui a transféré au président du tribunal administratif le pouvoir de nommer les commissaires enquêteurs...

Trop souvent dans le passé l'État a pu apparaître comme un soutien indéfectible aux promoteurs des projets d'aménagement ⁽⁶⁰⁾. Trop souvent il a pu sembler abandonner les prérogatives à lui confiées par la loi pour protéger l'environnement et les populations. Trop souvent il a pu paraître intégrer à sa décision des considérations d'opportunité, qui n'ont pas lieu d'être dans ce cadre ⁽⁶¹⁾. Quelle qu'ait été la réalité des reproches qui ont pu être formulés, l'administration déconcentrée doit aujourd'hui convaincre que l'arbitrage a remplacé l'arbitraire. Cela passe (entre autres) par l'animation persévérante des échanges au sein des commissions locales et du comité départemental d'hygiène ⁽⁶²⁾ et la démonstration que le débat sert vraiment à quelque chose.

J'observe d'ailleurs un phénomène somme toute rassurant. Dans les attaques sévères lancées par la FLEPNA il y a bien sûr la dénonciation abrupte que l'État n'exerce pas ses missions ; il y a également, en revers, la demande pressante que ces fonctions soient exercées. La DRIRE, parfois si décriée, a conservé quand même suffisamment de crédit pour être le dépositaire des échantillons conservés en cas de litige, et pour être l'observateur neutre garantissant sur le terrain le respect des protocoles de mesure adoptés d'un commun accord.

Au fond, que demande-t-on à l'État ? D'être rigoureux dans l'examen des dossiers, la délivrance des autorisations et l'établissement des prescriptions ; après avoir vu les plus récents arrêtés relatifs aux sites du Limousin, j'ai le sentiment que la DRIRE n'est pas particulièrement laxiste ; en tout cas, je n'aimerais certainement pas me trouver dans la position de l'exploitant... D'être vigilant quant au respect de ces prescriptions et d'exercer un contrôle réel sur les activités de l'exploitant, tout en conservant le système d'auto-contrôle que la FLEPNA reconnaît incontournable. Les actions engagées par la DRIRE me paraissent aller dans ce sens.

Dans les demandes dont les associations se font l'interprète, je vois en définitive transparaître la peur de l'abandon et de l'oubli. Vers qui faudra-t-il se tourner si COGEMA s'en va ou lorsque COGEMA s'en ira ? C'est au fond une grande satisfaction

⁶⁰ Je m'amuse de penser qu'un représentant d'un industriel du nucléaire m'a confié récemment que "l'exploitant en a assez d'être confronté à des attaques systématiques. De surcroît, il n'est plus soutenu par l'administration !" Je me réjouis au contraire de cette évolution, qui correspond à la volonté du législateur de 1976 : le rôle de l'administration n'est pas de soutenir l'exploitant mais de protéger les intérêts recensés par la loi.

⁶¹ Il me paraîtrait particulièrement maladroit que le représentant de l'État puisse faire état de considérations d'opportunité, à l'occasion ou à propos d'une décision rendue dans le cadre de la législation sur les installations classées. Cela ne serait pas de nature à garantir le respect rigoureux de l'esprit, sinon de la lettre de la loi.

⁶² Il ne serait pas inintéressant que le Parlement se penche sur le rôle et le fonctionnement réels du comité départemental d'hygiène. Plusieurs lois, y compris celle relative aux installations classées, lui confèrent des prérogatives importantes. Le législateur aurait certainement matière à étudier la façon dont la loi y est vécue et mise en pratique au quotidien.

pour le parlementaire que je suis, de voir ainsi reconnaître dans l'État le gardien suprême de l'intérêt public. Je ne peux m'empêcher de faire un parallèle (que d'aucuns jugeront peut-être hasardeux) avec le processus de décentralisation engagé en 1982. Le préfet, privé en grande partie de ses pouvoirs traditionnels et parfois frustré de ces prérogatives perdues, y a gagné une stature autre : celle du garant des intérêts nationaux, par delà les intérêts divergents des collectivités locales. Encore faut-il que sa nomination ne donne pas lieu à des négociations entre le ministre et les présidents des assemblées locales les plus influentes. L'esprit de la République s'évapore à ce genre de transactions.

L'antidote à l'oubli et l'abandon passe évidemment par l'affirmation de la présence constante de l'autorité publique. Une grande partie de la prévention qui anime les opposants à COGEMA pourrait être simplement évitée, ici en Limousin comme ailleurs. Cela ne veut pas dire pour moi qu'il faille « étouffer » l'exploitant : la souplesse du régime des ICPE est aussi indispensable que la rigueur de ce même régime⁽⁶³⁾. J'ai proposé quelques pistes, qui ne prétendent ni à l'exhaustivité ni à une efficacité sans faille. Leur mise en oeuvre nécessitera une humilité et une ténacité conjuguées.

Puisse mon action au sein de l'Office contribuer à ressouder des liens et éviter des fractures dommageables pour tous. Je reste vigilant et attentif.

⁶³ J'ai d'ailleurs dit à l'instant que la FLEPNA ne conteste pas l'autocontrôle mais souhaite qu'il soit complété.

CHAPITRE IV

LA GESTION DES EFFLUENTS AU CEA

Je m'étais intéressé en 1994 à la gestion des effluents des centrales nucléaires, en présentant à cette occasion la procédure générale d'autorisation de rejet pour les effluents radioactifs liquides et gazeux des installations nucléaires de base. Il m'a paru normal de poursuivre sur cette lancée et de traiter ainsi cette année un autre maillon du secteur nucléaire. J'ai choisi de concentrer mon effort sur le CEA en illustrant ma démarche par une visite au centre de Saclay (Essonne).

Sous l'impulsion de R. LALLEMENT, à la tête de la Direction pour la Gestion des Déchets, le CEA a entrepris depuis le début des années 90 une remise à plat de ses programmes, moyens et pratiques dans le domaine de la gestion des résidus de toutes sortes, y compris le traitement des effluents. Pour cette raison, quelques brèves informations générales relatives au fonctionnement des stations de traitement des effluents gérées par le CEA dans ses divers centres sont également présentées.

A. LES EFFLUENTS RADIOACTIFS AU CENTRE D'ETUDES NUCLEAIRES DE SACLAY

1. LE CEN SACLAY, PRODUCTEUR D'EFFLUENTS RADIOACTIFS

Saclay est le plus important des centres de recherche du CEA. Nombre de ses installations produisent des effluents radioactifs, dont le rejet est encadré par les autorités réglementaires.

1.1 Saclay, pôle de recherche pour le CEA

Choisi en 1946, le site de Saclay abrite depuis le tout début des années 50 le principal centre du CEA, sur plus de 200 hectares. Le site annexe de l'Orme les Merisiers a été mis en service en 1968. Saclay rassemble près du tiers de l'effort de recherche du CEA : un peu plus de 30% des Programmes d'intérêt commun (enseignement et formation...), près de 20% des programmes nucléaires, plus de 70% des programmes de recherche fondamentale, environ 15% des programmes d'innovation

et valorisation industrielle... Il abrite 12 Installations Nucléaires de Base et près de 90 Installations classées pour la Protection de l'Environnement.

Les activités de recherche fondamentale du CEA sont essentiellement menées au sein de l'Institut de Recherche fondamentale (IRF) dont les laboratoires sont surtout implantés sur le site de Saclay. Dans le domaine de la physique nucléaire, Saclay dispose de moyens lourds (synchrotron SATURNE) qui permettent d'étudier l'organisation interne des noyaux atomiques (physique des énergies intermédiaires) et les mécanismes de collision entre ions lourds. Mis en service en 1968, l'Accélérateur linéaire de Saclay (ALS) a été arrêté en 1990. Il subsiste toutefois un accélérateur dénommé MACSE. Un laboratoire commun au CEA et au CNRS, rattaché administrativement à Saclay, a pour mission d'exploiter le GANIL (Grand Accélérateur national d'Ions lourds) de Caen. En physique des particules élémentaires, les équipes de Saclay ont un savoir faire qui leur a permis de participer à la conception et la construction de certaines pièces utilisées dans les grandes expériences internationales (CERN de Genève...).

L'IRF dispose également de compétences en physique atomique (interaction rayonnement-matière...), en physique des surfaces (mécanismes de formation des surfaces cristallines, interactions avec les gaz atomiques et moléculaires, réactivité chimique des surfaces...) ainsi qu'en physique de la matière condensée (magnétisme, supraconductivité, propriétés d'ordre dans la matière, instabilités hydrodynamiques...). Il entretient des équipes de physique théorique et a participé à certains programmes de physique spatiale et d'astrophysique (participation au satellite COS-B de détection du rayonnement γ , programme d'étude du rayonnement infrarouge ISO...). Dans le domaine des sciences de la Terre, le CEN Saclay a développé les techniques fondamentales de la géologie isotopique afin de comprendre les profondes modifications subies par la Terre au cours des temps géologiques et tenter de mettre au point des méthodes visant à prévoir l'impact de certaines activités humaines sur l'environnement et l'évolution de quelques phénomènes majeurs (climats, éruptions volcaniques...).

La biologie occupe une place importante dans les activités de Saclay. Les études concernent essentiellement les structures moléculaires : photosynthèse, bioénergétique des membranes biologiques, relations structure-fonction dans les acides nucléiques, fonctionnement des membranes cellulaires... Les études fondamentales en chimie physique sont orientées entre autres vers la connaissance des mécanismes réactionnels des composés moléculaires de l'uranium et du fluor.

Les champs de la recherche appliquée sont également vastes. A Saclay sont conduits certains des travaux relatifs au procédé d'enrichissement SILVA. Le CEA assure des prestations de services en biologie (vente sur catalogue de molécules spéciales : peptides tritiés, ligands de haute activité pour la neuropharmacologie, etc. ; synthèse à la demande de molécules marquées, recherches en immunologie...). Les études de mécanique et de thermique sont destinées au soutien des constructeurs et exploitants de réacteurs nucléaires ainsi que des usines de retraitement. Elles peuvent également être dirigées vers le secteur non nucléaire (automatisation de découpe laser, mise au point de systèmes experts appliqués à des installations industrielles...). Des programmes sont spécialement consacrés aux matériaux et combustibles nucléaires (effets de l'irradiation, surfaces et interfaces, transport atomique dans les solides, analyse structurale,

caractérisation mécanique...). Dans le domaine des assemblages combustibles, les études sont menées en soutien au concepteur (FRAMATOME, FRAGEMA), au fabricant (FBFC) et à l'exploitant (EDF). Elles vont de la qualification de l'assemblage combustible de référence (essais sous irradiation) au développement d'assemblages de nouvelle conception (codes de calcul, maquettes, assemblages expérimentaux...). Certaines études sont relatives à des objectifs de sûreté (modèles et codes de calcul, fabrication de perches d'essai, examen des perches d'essai après irradiation...). En matière d'électronique et d'instrumentation nucléaire, on peut noter que le centre de Saclay abrite le Laboratoire d'Essais et de Métrologie, agréé par le Bureau national de Métrologie pour l'évaluation de sous-ensembles d'instrumentation nucléaire et habilité comme service de métrologie de la chaîne d'étalonnage « Électricité et magnétisme ».

Le CEN Saclay effectue également des travaux fondamentaux sur l'intelligence robotique et la théorie mécanique des robots, ainsi qu'un important programme orienté vers les applications liées au démantèlement en milieux soit hostiles, soit d'accès difficile (traitement d'images et reconnaissance des formes...). Quelques équipes de l'IPSN travaillent aussi sur le centre, dont le Laboratoire de Métrologie de l'Environnement et d'Intervention.

1.2 Les producteurs d'effluents à Saclay

Il est difficile d'établir, comme j'avais pu le faire pour les effluents radioactifs des centrales nucléaires dans mon précédent rapport, une composition typique des effluents produits à Saclay. Le site est en effet un centre de recherche qui abrite, on l'a vu ci-dessus, de nombreuses activités dont certaines produisent des effluents, d'autres non. On peut cependant distinguer quelques grands producteurs :

— trois réacteurs nucléaires sont implantés sur le site, qui sont susceptibles de produire le même type de radioéléments que ceux décrits dans mon rapport 1994 :

- ORPHEE (INB 101), mis en service en 1980, est destiné à fournir des faisceaux de neutrons pour les besoins de la recherche fondamentale ; c'est un réacteur de type piscine d'une puissance nominale de 14 MW (thermiques) ; le flux neutronique élevé de 3.10^{14} neutrons.cm⁻².s⁻¹ (1) lui offre des possibilités étendues en spectrométrie neutronique, en neutronographie, analyse par activation, irradiation d'échantillons divers ;
- OSIRIS (INB 40), outil de la recherche appliquée, a été mis en service en 1966 ; il s'agit d'un réacteur de type piscine dont la puissance nominale est de 70 MWth ; son flux neutronique élevé (3.10^{14} neutrons.cm⁻².s⁻¹ en flux thermique et 5.10^{14} neutrons.cm⁻².s⁻¹ en flux de neutrons rapides) lui permet d'effectuer la qualification sous rayonnement des matériaux utilisés en particulier dans les réacteurs ; OSIRIS est également utilisé pour la production de radioisotopes (molybdène, iridium, or, iode,

¹ Le Réacteur à Haut Flux de l'Institut Laue-Langevin (Grenoble) produit pour sa part un flux de 15.10^{14} neutrons.cm⁻².s⁻¹.

cobalt, transuraniens...), l'analyse par activation, etc. ; une géométrie adaptée de son cœur lui permet d'accueillir *in situ* pour irradiation des crayons combustibles de la filière REP, des aciers pour cuves de REP et divers assemblages (études des déformations, études des interactions gaine-combustible...);

- la pile ISIS est couplée à OSIRIS ;
- il faut également mentionner le réacteur ULYSSE (INB 18), de puissance nulle, qui sert à l'INSTN des fins d'enseignement ;
- le Laboratoire de Haute activité (INB 49), installation composée de plusieurs laboratoires manipulant des radionucléides, est en fonctionnement normal le principal producteur de tritium (98% des rejets gazeux du centre en tritium en 1994) ;
- le Laboratoire d'Études du Combustible irradié (INB 50) a pour vocation de pratiquer des contrôles destructifs ou non destructifs, des usinages sur des assemblages irradiés de combustibles REP ou de réacteurs de recherche, ainsi que le conditionnement et l'évacuation des déchets afférents à ces opérations ;
- l'usine de production de radioéléments artificiels CIS BIO INTERNATIONAL (filiale d'ORIS INDUSTRIE) (INB 29) produit des radioéléments à usage médical ainsi que des sources radioactives à usage médical ou industriel ;
- le Service des Molécules marquées (ICPE à caractère radioactif, bâtiment 547) est le principal producteur d'aérosols.

Enfin la zone de gestion des effluents liquides radioactifs (INB 35) et la zone de gestion des déchets radioactifs solides, avec les ICPE associées, sont également générateurs d'effluents. Les effluents liquides du centre de Saclay sont principalement les effluents rejetés par la station de traitement.

1.3 Des effluents encadrés par deux arrêtés du 21 novembre 1978

1.3.1 Le texte...

Les arrêtés définissant les limites applicables aux effluents liquides et gazeux du CEN-Saclay ainsi que leurs modalités de rejet et le contrôle de l'environnement ont été publiés au *Journal officiel* du 27 décembre 1978, régularisant ainsi une situation de fait puisque le centre fonctionnait déjà depuis plusieurs lustres.

La rédaction des arrêtés de rejet est classique : obligation de pratiquer des analyses préalables avant chaque rejet liquide, obligation de disposer de cuves et réservoirs d'entreposage pour chaque installation susceptible de produire des effluents, description du circuit autorisé pour les effluents, définition minimale des contrôles, indications de procédure sur la surveillance de l'environnement, intervention du laboratoire d'analyses, tenue des registres de contrôle... Les rejets liquides comme gazeux doivent être répartis

dans le temps de manière à ce que les activités rejetées au cours d'un mois ne dépassent pas un sixième des limites annuelles correspondantes.

Limites annuelles de rejet pour le CEN Saclay	
Effluents liquides	
Tritium	7400 GBq
Radioéléments autres que tritium	37 GBq
Radioéléments émetteurs α	0,74 GBq
Effluents gazeux	
Gaz autres que tritium	740 000 GBq
Tritium	555 000 GBq
Aérosols	37 GBq
Halogénés	18,5 GBq

Ces limites ne représentent qu'un maximum en deçà duquel il y a lieu de maintenir l'activité rejetée toujours aussi basse que possible.

1.3.2 ... et l'explication de texte

Suite à ma visite sur le centre et à l'examen des arrêtés de rejet, je me suis interrogé sur quelques points à propos desquels j'ai demandé des précisions à R. MASSE, président de l'OPRI.

En matière de rejets liquides, j'ai souhaité savoir si le fait que les effluents du centre soient dirigés vers les étangs de Saclay avait eu une influence sur les prescriptions imposées par le SCPRI, rédacteur de l'arrêté correspondant. Mes hôtes de Saclay m'avaient en effet indiqué que les normes de rejets étaient très strictes pour le centre car ceux-ci s'effectuaient dans un « milieu fermé » et non une rivière ou la mer. Je m'étais laissé dire également que, à la création du centre, les concepteurs auraient souhaité tirer une canalisation jusqu'à la Seine. Ni le SCPRI ni l'IPSN n'ont considéré les étangs de Saclay comme un milieu clos mais comme un réservoir tampon s'écoulant vers la Bièvre par les rus de Saint Marc et, surtout, par celui de Vauhallaan. Le volume annuel passant par ces exutoires est comparable à celui des rejets pratiqués par le centre. Le critère retenu pour déterminer les normes a donc été, comme pour les eaux non closes, défini par rapport à la « concentration maximale admissible » de l'époque, compte tenu de la dilution offerte par les étangs. L'objectif sanitaire était que, dans tous les cas, les eaux des étangs puissent être considérées comme potables du point de vue de la radioactivité.

J'ai également souhaité savoir pourquoi le mode de calcul des activités rejetées n'était pas explicité dans les arrêtés. On sait effectivement que les résultats des mesures en α total, β total ou par la somme des mesures γ des radioéléments pertinents sont souvent différents. R. MASSE reconnaît que le texte est peu explicite. *"Il se prête donc à l'interprétation la plus rigoureuse : le nombre total de désintégrations par seconde doit être considéré, quel que soit le mode de retour à l'équilibre du noyau [atomique]. Dans les conditions de Saclay, une mesure β total approche d'assez près la mesure de l'activité totale. En pratique, il faut voir qu'outre les arguments sanitaires, le texte a été élaboré en tenant largement compte du retour d'expérience ; Saclay fonctionnait avant les arrêtés depuis fort longtemps ; une pratique validée par l'expérience (ce qui en établit la*

pertinence) et ne posant pas de problème sanitaire a donc été retenue dans le [texte] réglementaire. Pour ses propres besoins d'optimisation, l'exploitant suit depuis 1979 un certain nombre d'indicateurs β et γ , témoins des sources naturelles et artificielles usuelles attendues sur le site."

Je me suis interrogé sur l'absence de limite d'activité volumique pour les radioémetteurs α , alors que les limites annuelles les distinguent des autres. R. MASSE considère aujourd'hui qu'il "aurait été préférable de fixer une limite d'activité volumique pour les émetteurs α ; néanmoins on se serait heurté à l'époque à un problème de seuil de détection qui aurait ôté toute signification pratique à la décision. De fait, les mesures d'activité volumique α qui ont été pratiquées régulièrement depuis 1979 par l'exploitant, au titre de la procédure ALARA, n'ont jamais atteint le seuil de détection."

En matière de rejets gazeux, je me suis étonné de la valeur plutôt élevée accordée par les autorités pour les "gaz autres que tritium" (740 TBq), surtout en comparaison avec le chiffre indiqué pour les rejets tritium (555 TBq) voire à l'autorisation accordée aux centrales nucléaires pour les gaz rares (une tranche de 900 MW est autorisée à rejeter 575 TBq). Il s'avère que les rejets gazeux autres que tritium sont essentiellement des gaz rares (en particulier l'argon 41) du gaz carbonique marqué au carbone 14, des produits à vie courte comme l'oxygène 15 et l'azote 13, des vapeurs métalliques ou métalloïdiques (mercure, arsenic, sélénium, iode...). "Les autorisations de rejets ont été définies en fonction des contraintes sanitaires et de l'existant au moment de l'étude : les valeurs choisies étaient en général inférieures aux rejets réels de l'époque (surtout dûs à l'argon 41 [du réacteur] EL3."

Sur la possibilité de procéder à des rejets gazeux en continu, je me suis également étonné de ce qu'une telle pratique est accordée à Saclay alors qu'elle est rigoureusement interdite pour les centrales nucléaires. R. MASSE pense que cette particularité provient peut-être du fait que les réacteurs d'étude et de recherche ont des contraintes différentes des réacteurs de puissance, notamment vis-à-vis de leurs modalités de refroidissement. Là encore on ne peut exclure la volonté de ne pas remettre en cause une situation de fait déjà bien établie et qui a été estimée sans conséquence sur le plan sanitaire. En revanche, pour les réacteurs de puissance, il est possible que les autorités sanitaires aient voulu à l'époque du lancement du programme nucléaire français « prendre leurs marques » vis-à-vis de l'exploitant et éviter de laisser la porte ouverte à une pratique moins stricte que l'obligation de rejets discontinus. Mais ce ne sont là que des suppositions personnelles.

J'ai demandé pourquoi l'activité de l'iode 131 devait être mesurée spécialement (2) et "dans tous les cas." R. MASSE m'a indiqué ne pas avoir trouvé de traces justifiant cette rédaction. La logique lui paraît être cependant : "l'iode est très efficacement arrêté par les filtres donc il doit être mesuré dans tous les cas : en tant qu'indicateur de qualité du dispositif en fonctionnement normal, en tant qu'indicateur de risque en cas d'accident."

² "Les rejets gazeux continus font au moins l'objet [...] pour les halogènes, d'un prélèvement continu sur adsorbants spécifiques, avec mesure de l'activité γ totale, de l'activité des radioéléments significatifs ainsi que, dans tous les cas, de celle de l'iode 131" (arrêté « rejets gazeux », art. 4).

2. LA GESTION DES EFFLUENTS SUR LE CENTRE DE SACLAY

2.1 Une organisation clairement définie

2.1.1 Les lignes de responsabilités sont tracées

"Le directeur du centre d'études nucléaires de Saclay est, vis-à-vis du service central de protection contre les rayonnements ionisants, le représentant de l'exploitant" (art. 8 de l'arrêté du 21 novembre 1978). A lui incombent donc les responsabilités et charges générales définies par les réglementations ainsi que les prescriptions particulières inscrites dans les arrêtés d'autorisation.

De façon générale, le directeur du CEN Saclay est nommé par l'Administrateur général du CEA. Il est le représentant de l'employeur au sens du Code du travail et de l'accord d'entreprise ; à ce titre, il est l'interlocuteur de l'Inspecteur du travail. Il est également le représentant de l'exploitant nucléaire CEA pour les INB implantées sur le centre ; à ce titre, il est l'interlocuteur de la DSIN. Enfin il est considéré localement comme le détenteur des matières nucléaires ⁽³⁾ utilisées par le centre ; à ce titre, il est l'interlocuteur du Haut fonctionnaire de Défense du Ministère de l'Industrie.

Pour remplir sa mission, le directeur de centre est assisté par un directeur-adjoint et deux adjoints :

- le directeur-adjoint a délégation permanente du directeur ;
- un adjoint est chargé des Unités d'Exploitation et de Gestion des Déchets (UEGD), notamment de la Station de Traitement des Effluents (STE) qui est l'INB 35 ;
- l'autre adjoint est chargé des Unités de Gestion, Sécurité et Protection (UGSP) ; il exerce par délégation un ensemble de contrôles qui comprend notamment : 1/ le contrôle des matières nucléaires, de la protection physique des installations sensibles et des ICPE (installations classées pour la protection de l'environnement) ; 2/ l'autorité hiérarchique sur l'Ingénieur Sécurité d'établissement, chargé du contrôle de l'application de la législation en matière de sécurité ainsi que de la conduite de la politique de prévention ; 3/ la cellule « Contrôle et Évaluation de la Sûreté », chargée du suivi et du contrôle de la sûreté des INB et de l'atelier de décontamination.

En matière de sûreté, le CEA a défini une double ligne de responsabilités : une ligne d'action responsable de la construction de la sûreté, une ligne de contrôle responsable de sa vérification. La ligne d'action est conçue de façon à ce que, à tous les niveaux, les personnes chargées de la conduite des opérations soient également responsables de la sûreté de leurs installations. Pour la STE (INB 35) comme pour la zone de gestion des déchets solides (INB 72), une ligne d'action part du directeur du centre et comprend l'adjoint chargé des UEGD et le chef d'INB ; une cellule « sûreté -

³ Au sens de la loi du 25 juillet 1980 sur la protection et le contrôle des matières nucléaires (voir le rapport de l'Office en 1993, chapitre « Transport de matières radioactives », pour une présentation succincte).

qualité - sécurité » apporte un appui technique à l'INB et à l'adjoint UEGD. La ligne de contrôle est exercée par l'ensemble des contrôles relevant (par délégation) de l'adjoint UGSP ainsi que par les unités placées directement sous l'autorité de l'adjoint UGSP.

Au niveau central, l'Inspecteur général pour la Sûreté nucléaire (IGSN), placé auprès de l'Administrateur général, définit et coordonne l'ensemble de la politique de sûreté et en assure la mise en oeuvre et le contrôle. Il a sous son autorité :

- une mission de sûreté nucléaire chargée de définir et de mettre en oeuvre la doctrine du CEA en matière de sûreté ;
- une inspection nucléaire, chargée de conduire des enquêtes pour assurer un contrôle interne du système et apporter les éléments nécessaires à l'instruction des décisions et orientations stratégiques de la Direction générale.

Enfin la Direction centrale de la Sécurité assure, pour l'ensemble du CEA, des missions de sauvegarde du patrimoine et de coordination des politiques de sécurité, de radioprotection et de lutte contre l'incendie.

En matière d'exploitation, des protocoles précisant les responsabilités et obligations de chaque installation désirant envoyer des effluents à la Station de Traitement sont établis entre l'INB 35 et ces installations.

2.1.2 Le retour d'expérience à ses propres circuits

Un premier circuit fonctionne à l'intérieur du centre. Le chef de l'INB 35 réunit périodiquement l'ensemble des producteurs d'effluents afin d'échanger des informations et des idées pertinentes. Les incidents survenant dans les INB sont portés à la connaissance de la Direction du centre de Saclay, en particulier de la cellule « Contrôle et Évaluation de la Sûreté » ; il revient à celle-ci la tâche d'assurer le partage des expériences entre les INB du centre. Ce partage d'expérience ne recouvre d'ailleurs pas que les aspects relatifs aux incidents et anomalies mais aussi les « bonnes pratiques » mises en évidence, notamment par les audits effectués dans chaque installation.

Au niveau du CEA dans son ensemble coexistent plusieurs circuits :

- la Direction chargée de la Gestion des Déchets (DGD) est responsable de l'ensemble de la politique du CEA en matière de déchets et effluents radioactifs ;
- un « club » des exploitants des installations du cycle regroupe les INB de type laboratoires et installations de déchets et effluents ; les réunions de ce club permettent des échanges directs entre les chefs d'INB concernés ; de plus des réunions entre les responsables des INB de traitement des effluents sont organisées périodiquement ;
- les compte-rendus des incidents survenant dans une INB d'un centre CEA sont systématiquement diffusés aux autres centres qui peuvent ainsi assurer le passage de l'information vers les installations concernées ;

— la mission « sûreté nucléaire » assurée par les services de l'IGSN provoque également une bonne circulation de l'information pour l'ensemble du CEA.

2.2 Le cycle de vie des effluents

2.2.1 Les modes de gestion des effluents liquides

L'article 4 de l'arrêté relatif aux rejets liquides fixe les grandes lignes du circuit de gestion destiné à cette catégorie : *"Les effluents radioactifs liquides sont déversés dans le réseau d'effluents chimiques du centre. Ils ne peuvent être déversés directement à partir des cuves de stockage des installations que si l'analyse préalable confirme, pour chacune d'elles, que leur activité volumique est inférieure à :"*

"— $2 \cdot 10^3$ Bq.l⁻¹ en activité totale à l'exclusion du tritium ;"

"— 10^6 Bq.l⁻¹ pour le tritium."

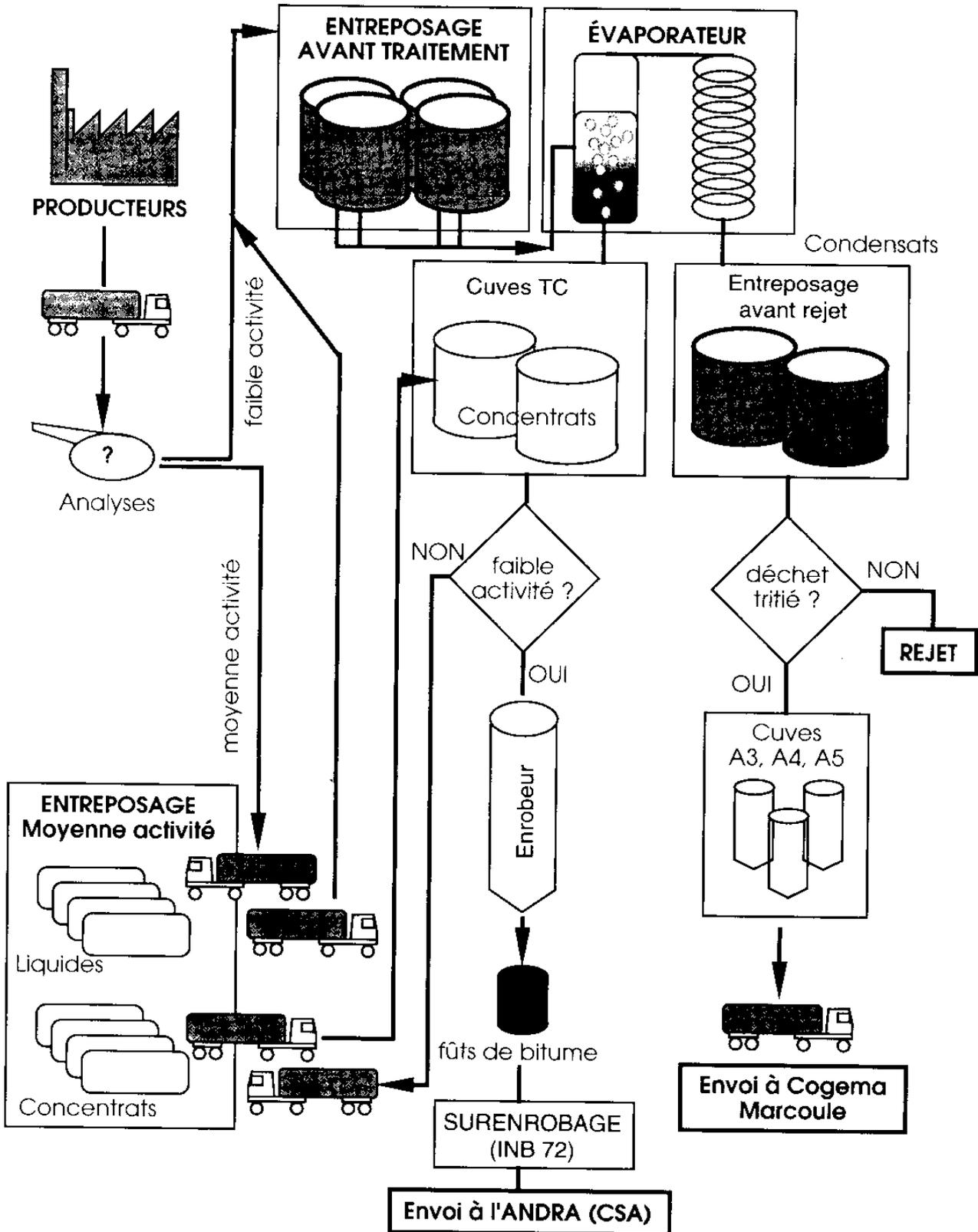
"Dans le cas contraire, ils sont dirigés vers la station de traitement des effluents. Les effluents sont ensuite dilués dans les eaux usées et les eaux de ruissellement du centre. L'ensemble des effluents liquides du centre se déverse dans la conduite souterraine dite « des Mineurs »."

Bien sûr, une station de traitement des effluents n'a pas vocation à réduire la radioactivité des radioéléments contenus dans les effluents ! Son rôle consiste à réduire la concentration des substances radioactives dans ces liquides en transit, de façon à les rendre compatibles avec la protection sanitaire offerte par les capacités de dilution du milieu environnant. En contrepartie, la station de traitement génère des déchets solides qui devront être évacués et gérés selon d'autres moyens.

La section « Transport et traitement des effluents liquides » assure l'exploitation de la station de traitement (INB 35). Elle assure également le transfert à l'intérieur du centre et sur la voie publique des déchets solides (gérés par l'INB 72) et des effluents liquides envoyés à la STE. L'éparpillement des installations productrices d'effluents sur la superficie du site a amené ses concepteurs à retenir un système de transfert par citernes mobiles. En association avec le LCBP (Laboratoire de contrôle et Études de procédés), la section assure les analyses nécessaires au fonctionnement de l'INB 35, de l'INB 72 et de l'ADEC (« Atelier de décontamination, d'expertise et de conditionnement » des déchets solides), en particulier les essais, études et mises au point de procédés pour le traitement des effluents radioactifs et la décontamination des matériels souillés. La section assure également des prestations d'analyses chimiques ou radiochimiques, pour d'autres unités du CEA ou des sociétés extérieures. Un camion, une citerne mobile et une équipe d'intervention sont en permanence disponibles afin de procéder à toute heure à un transfert d'effluents qui serait impératif dans des circonstances anormales.

Les effluents sont pris en charge chez le producteur. Leur composition chimique et radiochimique est mesurée systématiquement à l'entrée dans la station dès lors qu'ils concernent la sûreté des procédés. Ainsi sont contrôlées notamment les teneurs en ions Cl⁻, F⁻, les activités volumiques α , β , γ et tritium.

INB 35 GESTION DES EFFLUENTS AQUEUX (faible et moyenne activité)



Les effluents dont l'activité est trop élevée (effluents de « moyenne activité ») sont dirigés vers des réservoirs tampons pour y attendre l'effet de la décroissance radioactive. Les effluents de faible activité sont entreposés dans une capacité tampon de 4 cuves de 150 m³ chacune. D'autres cuves sont (semble-t-il) réservées aux effluents tritiés, avec une capacité maximale de 130 m³. Aux termes de l'arrêté d'autorisation, *"la station dispose d'une capacité totale de stockage d'au moins 1300 m³"*. Il m'a été indiqué dans un courrier daté du 10 novembre dernier qu'en amont de la station étaient entreposés à cette date environ 200 m³ d'effluents de faible activité, 50 m³ d'effluents tritiés et 33 m³ d'effluents en décroissance contenant de l'iode 131.

Le coeur de la station est constitué d'un évaporateur d'effluents qui produit, d'une part des condensats (liquides) épurés de la majeure partie de la contamination, d'autre part des concentrats qui recueillent cette contamination.

Le facteur de décontamination des condensats est proche de 10 000 sauf pour le tritium, le cérium et le carbone 14. Si la concentration en tritium est trop élevée, le condensat est envoyé à Marcoule⁽⁴⁾. Il devient en effet difficile de respecter les autorisations délivrées pour le site de Saclay. Les condensats tritiés envoyés à Marcoule contiennent entre 30 et 100 GBq.m⁻³ en tritium. Leur volume est relativement stable ; il résulte du produit de 4 à 5 campagnes de distillation, soit 500 (± 130) m³ chaque année.

Je m'explique mal les termes du courrier précité du 10 novembre dernier, dans lequel la direction du centre répondait à une série de questions que je lui avais adressée. Il y est en effet indiqué que *"au-dessus de 1 GBq.m⁻³ en tritium le condensat devient difficile à rejeter sur Saclay, il est donc considéré comme tritié."* Or pour sa part l'arrêté d'autorisation indique que l'activité volumique des effluents liquides en tritium doit être inférieure à 10⁵ Bq.l⁻¹, soit 0,1 GBq.m⁻³. Le courrier précité du CEA indique que *"cette limitation ne s'applique pas aux effluents produits par la station de traitement des effluents elle-même."* Cette interprétation est en complète opposition avec celle que m'a donné par ailleurs R. MASSE, président de l'OPRI : *"les limites d'activité volumique s'appliquent aussi aux effluents en sortie de l'INB 35 ; toute autre interprétation serait contraire à l'esprit du texte."* Il conviendrait donc que l'OPRI et le CEN Saclay règlent rapidement cette divergence, dont l'impact sanitaire est assurément minime mais dont l'impact médiatique pourrait devenir important.

Les condensats non tritiés sont entreposés dans deux cuves « stockage avant rejet » : ils constituent les « effluents de la STE » du point de vue du respect des obligations réglementaires. Le contenu de ces cuves est rejeté dans le collecteur d'effluents chimiques du centre, qui s'écoule vers la réserve d'eau brute destinée à alimenter le centre en eaux industrielles⁽⁵⁾. Le volume annuel est d'environ 1600 m³ en

⁴ Les condensats tritiés étaient envoyés à La Hague jusqu'en 1992.

⁵ Trois réseaux de collecte indépendants recueillent les eaux usées de Saclay : le réseau des eaux pluviales, le réseau des eaux sanitaires et le réseau des effluents chimiques. Après épuration ou non, ils se déversent dans la rigole de Corbeville qui, après avoir traversé un bassin de décantation, alimente la réserve d'eau brute. Les trois catégories d'effluents sont soumises à un contrôle continu, de même que l'eau industrielle et l'eau dirigée vers les étangs de Saclay. Le contrôle effectué en amont de la réserve d'eau brute est muni d'une alarme : lorsque le seuil d'alarme est atteint les effluents sont dirigés vers des cuves de rétention.

moyenne. Les « rejets extérieurs » du centre sont constitués par le trop plein de la réserve d'eau brute.

Le facteur de réduction en volume pour les concentrats est d'environ 50. Ils subissent des traitements diversifiés destinés à les stabiliser au plan chimique. Si leur radioactivité est trop importante, ils sont entreposés pour décroissance radioactive ; sinon ils passent dans un dispositif d'enrobage dans du bitume, la pâte résultante étant coulée dans des fûts de 200 l. Ces fûts sont ensuite dirigés vers l'INB 72 (car ce sont désormais des déchets solides) pour recevoir un surenrobage (emballage complémentaire). Ils sont envoyés au Centre de Stockage de l'Aube, géré par l'ANDRA. Auparavant ils étaient envoyés directement, sans surenrobage, au Centre de Stockage de la Manche.

2.2.2 Fonctionnement de la station et contrôle des rejets

La station fonctionne par campagnes successives qui traitent une cuve de 150 m³ en une semaine environ. 150 m³ chargés à environ 5 g.l⁻¹ sont transformés en un volume équivalent de condensats épurés et en 2 à 3 m³ de concentrats chargés à 300 g.l⁻¹ environ ; ces derniers nécessitent une dizaine de fûts enrobés. En 1993 un arrêt de l'installation d'enrobage bitume a obligé le centre à procéder à des « exportations » exceptionnelles : 3,8 m³ d'effluents de moyenne activité et 54 m³ d'effluents de faible activité vers Cadarache ; 2,4 m³ d'effluents de moyenne activité vers Fontenay-aux-Roses. Réciproquement la station de Saclay traite des effluents venant d'autres centres abritant des activités nucléaires.

Effluents « importés » à Saclay en 1994

Centre nucléaire	volume	α	$\beta\gamma$	tritium
B-III (Bruyères le Châtel)	182,7	3,3	10,0	28,5
Fontenay-aux-Roses	22,9	0,66	3,1	10,9
Ile longue	270,0	0,31	2,5	6,31
SOMANU	53,5	0,07	10,0	0,21
Framatome (Châlons)	16,0	0,01	0,67	0,02
ANDRA (ZRS)	17,0	0,001	0,14	1,41
EDF Chinon	4,0	0,3	19	0,044
CERBA (Pontoise)	18,2	0,035	0,14	0,12
TOTAL	584,3	4,69	45,6	47,5

volumes en m³ et activités en GBq

Les valeurs indiquées dans ce tableau sont, m'a-t-on dit, représentatives des flux observés en moyenne sur plusieurs années.

Les condensats issus d'une campagne normale (non tritiée) sont analysés par la Section de Radioprotection du Site et de l'Environnement (SRSE) qui délivre (ou peut refuser...) une autorisation de rejet et fixe les conditions du rejet (volume journalier, débit). Le rejet peut être unique ou fractionné sur 2 à 5 jours, voire dans certains cas sur 10 jours. Le débit du rejet est de l'ordre de 12 m³.h⁻¹.

Dans l'optique d'une répartition optimale des rejets d'effluents dans le temps, une limite opérationnelle d'activité journalière a été fixée en plus des limites strictement réglementaires. Elle conduit pour l'ensemble des installations, à une limitation journalière de l'activité rejetée dans le collecteur des effluents chimiques, qui a été fixée

à 1/400^{ème} de la limite annuelle réglementaire. Le respect quotidien de ces limites imposées notamment aux rejets d'effluents de la STE permet d'éviter les variations trop importantes des activités volumiques des eaux de la réserve d'eau brute et, en aval, de celles relatives aux eaux des étangs de Saclay. Ces limites ont été fixées par le CEA, exploitant nucléaire, de sa propre initiative, afin de faciliter le respect des autorisations réglementaires. Leur éventuel dépassement n'aurait pas nécessairement pour conséquence un dépassement de ces limites réglementaires.

Recueillant le trop plein de la réserve d'eau brute, l'Aqueduc des Mineurs achemine les eaux vers les étangs de Saclay après convergence de tous les exutoires d'eaux ayant transité par le centre. Cette position en aval intègre également les eaux pluviales qui sont notamment véhiculées par des cours d'eau ne transitant pas par le centre de Saclay (rigole de Chateaufort et rigole de Saint Aubin). La mesure de l'activité rejetée en sortie de centre est effectuée par un échantillonnage à grande fréquence, dans la station de mesure de l'aqueduc :

- les échantillons quotidiens sont constitués par prélèvements d'aliquotes toutes les dix minutes environ ; ils font l'objet de mesures d'activités volumiques en radioactivité α totale, β totale, tritium (par scintillation liquide), émetteurs γ par spectrométrie ; le calcul de l'activité γ globale est fait par sommation des activités des émetteurs γ supérieures aux limites de détection et des seuils de détection des émetteurs γ non détectés, choisis parmi les plus représentatifs des rejets du CEN Saclay ;
- les échantillons mensuels sont constitués par la résultante des échantillons quotidiens du mois écoulé ; ils font l'objet des mêmes mesures que les échantillons quotidiens ; cependant les modes opératoires employés permettent des mesures plus précises que pour les échantillons quotidiens ; par ailleurs des recherches complémentaires en émetteurs β purs (C_{14} , Sr_{90}) sont systématiquement réalisées.

Le bilan mensuel des rejets d'effluents liquides du centre est réalisé à partir des résultats des mesures d'activité volumiques décrits ci-dessus et des résultats des mesures de volumes d'eau ayant transité par l'Aqueduc des Mineurs au point de prélèvement. On précise de façon individuelle sur le registre réglementaire les radionucléides rejetés lorsque les valeurs mesurées sont supérieures aux limites de détection.

En matière de rejets gazeux, il n'existe pas d'installation centralisée pour le recueil et l'élimination de ces effluents. En revanche il existe des capacités de rétention sur les circuits expérimentaux du réacteur OSIRIS. L'arrêté d'autorisation a permis que les cheminées préexistantes continuent d'être utilisées mais a imposé que les installations nouvelles soient raccordées à une cheminée unique par bâtiment. Au niveau de chacun des émissaires de rejet des effluents gazeux, le Service de Protection contre les Rayonnements effectue les contrôles de radioactivité à partir de mesures en continu (tritium et gaz autres que tritium) et de prélèvements spécifiques soumis à des mesures différées en laboratoire (aérosols, tritium, halogènes). Les contrôles de radioactivité des aérosols sont l'objet d'une recherche systématique des émetteurs α et β . Le résultat de

radioactivité globale des émetteurs α est pratiquement toujours en deçà des limites de détection. Le rapport des limites de détection α/β est 1/20.

Le bilan mensuel des rejets d'effluents gazeux du centre correspond à la somme des rejets comptabilisés au niveau de ces émissaires. La synthèse des contrôles est transmise à l'OPRI, au moyen des registres réglementaires dans le cadre de l'application de l'arrêté d'autorisation.

2.2.3 Les rejets effectifs du centre de Saclay

On doit noter tout d'abord une diminution très sensible des volumes traités par la STE entre 1984 (4000 m³) et 1994 (2000 m³). Selon le CEA cette diminution "a plusieurs causes dont la principale est la volonté du CEA de réduire les déchets à la source (améliorations techniques des procédés générant les effluents et amélioration de la gestion des déchets par les producteurs)."

Des graphiques retraçant les évolutions mensuelles des radioactivités rejetées de toute nature sont présentés en annexe pour les années 1993 et 1994 ainsi que l'année glissante octobre 1994-septembre 1995. Sur plus longue période on peut constater une tendance globalement baissière pour les rejets.

Évolution des rejets de Saclay

	1990	1991	1992	1993	1994
Rejets liquides					
tritium	946 (13%)	638 (8,6%)	710 (9,6%)	410 (5,6%)	350 (4,7%)
Émetteurs $\beta\gamma$	4,77 (13%)	5,54 (15%)	5,07 (13,7%)	3,20 (8,7%)	4,50 (12,3%)
Émetteurs α	<0,185 (<25%)	<0,16 (<21,6%)	<0,17 (<23%)	<0,20 (<27,3%)	<0,22 (<29,6%)
Rejets gazeux					
Tritium	182 000 (33%)	261 000 (47,5%)	193 100 (34,8%)	122 100 (22%)	87 000 (15,7%)
Halogènes	3,03 (16%)	2,09 (11,3%)	0,60 (3,2%)	0,35 (1,9%)	0,25 (1,3%)
Aérosols	0,33 (0,88%)	0,78 (2,1%)	0,21 (0,68%)	0,20 (0,54%)	1,00 (2,7%)
Gaz non H ₂	82 500 (11%)	87 700 (11,9%)	88 800 (12%)	83 600 (11,3%)	89 500 (12,1%)

Source : note préparée par l'IPSN à l'intention de l'Office parlementaire ; activités en GBq

Ce tableau appelle quelques commentaires. Tout d'abord la forte augmentation des rejets gazeux en tritium en 1991 est essentiellement due à une importante campagne d'assainissement de la cellule 3 dans l'INB 49 (Laboratoire de haute activité). Par ailleurs l'indication des rejets α liquides ne fait mention que de valeurs « inférieures à ... » alors que le pourcentage de rejet par rapport à la limite est tout à fait significatif. J'ai interrogé l'IPSN sur la signification de ces indications. La réponse que m'a donnée A. DESPRES (Département de Protection de la Santé de l'Homme et de Dosimétrie, Service d'Évaluation et de Gestion des Risques, Section d'Analyse et d'Expertise en Radioprotection) a confirmé les termes employés par R. MASSE, que j'évoquais dans les pages précédentes. "Les mesures d'activité α réalisées en continu sur les eaux de l'Aqueduc des Mineurs sont toujours inférieures au seuil de mesure (de l'ordre de 0,1 Bq.l⁻¹). Le bilan annuel représente donc le produit du seuil de mesure par le volume des effluents rejetés (environ 2.10⁶ m³). Il ne s'agit donc que d'une valeur « comptable », qui ne représente pas l'activité réellement rejetée."

"Il faut noter que EDF, qui est confronté à un problème similaire, a modifié la façon de comptabiliser les rejets inférieurs au seuil de mesure (avec l'accord des autorités) : depuis 1987, tout rejet gazeux inférieur au seuil de détection de l'appareillage de mesure peut être pris égal à l'écart entre le seuil de détection et le bruit de fond du système, ce qui a conduit à une diminution d'un facteur de l'ordre de 3 des bilans annuels. Une telle procédure n'est pas appliquée à Saclay, mais une réflexion est en cours pour parvenir à une présentation des rejets plus conforme à la réalité."

Je me demande justement quelle est la pertinence des mesures effectuées sur l'Aqueduc des Mineurs pour ce qui concerne la détermination totale des radioactivités rejetées par le centre. Je ne peux manquer de relever le décalage numérique impressionnant entre la quantité de liquides effectivement rejetés dans l'Aqueduc des Mineurs d'une part (environ $2 \cdot 10^6$ m³), la quantité d'effluents traités par la STE d'autre part (2000 m³) d'autre part. Puisque chaque rejet d'effluent potentiellement contaminé est subordonné à une analyse et une autorisation du SPR, pourquoi ne pas considérer que la radioactivité totale rejetée est la somme de toutes les mesures effectuées à cette fin ? On éviterait peut-être ainsi de multiplier une valeur quasi-nulle (activité volumique α) par le volume total des effluents, qui comprend par nature des liquides non contaminés sauf incident (effluents industriels et sanitaires, eaux de ruissellement). On éviterait de présenter une valeur « inférieure à » d'autant moins satisfaisante qu'elle représente une fraction non négligeable de la limite autorisée. En revanche on serait peut-être confronté à un problème de comptabilité pour les éléments à vie courte, compte tenu de la durée moyenne de rétention des eaux dans la capacité tampon qu'est la réserve d'eau brute.

Enfin, pour ce qui concerne les performances relatives aux effluents gazeux, les progrès constatés sur le tritium et les halogènes (mais pas sur les gaz autres que tritium et les aérosols) sont techniquement indépendants :

- *"pour le tritium la diminution résulte de pratiques d'exploitation plus « économes » en matières premières, d'opérations d'assainissement des enceintes où sont manipulés les produits tritiés (élimination des stocks inutiles) ainsi que d'une diminution des quantités produites ;"*
- *"pour les halogènes, le bas niveau des rejets résulte de l'amélioration de la qualité des procédés de production et des dispositifs de filtration ainsi que d'une meilleure maîtrise des incidents."*

En effet tous les rejets ne sont pas volontaires. Les incidents de rejets sont heureusement peu nombreux, et d'autant moins dangereux qu'ils sont affublés par tous les exploitants nucléaires de l'appellation anodine de « rejets non concertés »... La liste présentée ci-dessous n'est probablement pas exhaustive. Elle ne porte que sur les incidents ayant donné lieu à un rejet significatif :

- octobre 1989 : lors de la décontamination d'un château de transfert normalement utilisé pour les transferts entre les cellules 9 et 11 de l'INB 29 (ORIS), un relâchement d'iode s'est produit ; le filtre au charbon actif de la hotte ventilée qui coiffe les bacs de décontamination de ces châteaux s'est révélé défaillant ; au total, l'incident a conduit au rejet gazeux d'environ 4,5 GBq d'iode, soit

environ 30% de la limite autorisée pour l'ensemble du centre de Saclay, et au dépassement de la limite mensuelle, fixée au sixième de cette limite annuelle ; suite à l'incident d'importantes modifications ont été apportées à l'installation ;

- 2 octobre 1990 : le renversement d'un flacon contenant 3,7 TBq d'iode 131 dans l'enceinte de production 11B de l'INB 29 (ORIS), associé à la défaillance d'un filtre, a conduit au rejet à l'atmosphère d'environ 2,3 MBq, ce qui ne représente qu'une fraction négligeable de la limite annuelle de rejet ;
- 1^{er} février 1995 : au cours d'une opération de distillation d'une solution tritiée dans une boîte à gants de la cellule 3 de l'INB 49 (Laboratoire de haute activité), la chute du ballon dans la boîte à gants a conduit à un rejet de tritium dans la boîte, repris par la ventilation ; le rejet de tritium a été estimé à 5,5 TBq soit environ 1% de la limite annuelle de rejet pour cet élément.

3. LE CONTROLE DE LA SURETE ET DE LA SECURITE

Maîtriser les rejets radioactifs impose d'instaurer des contrôles : ceux-ci peuvent porter, en amont sur la sûreté des installations, en aval sur les conséquences des rejets sur l'environnement.

3.1 Le contrôle exercé sur les installations

La mise en oeuvre de ce contrôle trouve sa justification, *a posteriori*, dans l'occurrence de divers incidents relatifs aux installations. Elle fait l'objet d'une attention soutenue de la part de l'Inspecteur général pour la Sûreté nucléaire du CEA, F. COGNE, et de la DSIN.

3.1.1 Les incidents survenus sur la STE de Saclay

Il m'a paru utile de rassembler ici la liste des incidents classés dans l'échelle de sûreté à partir de la fin de l'année 1990, tels qu'ils ont été relatés dans le bulletin mensuel de la DSIN. Les deux incidents les plus significatifs ont été ceux des incendies de bitume, d'une part du fait de leur répétition à moins de 2 ans d'intervalle, d'autre part parce qu'ils ont provoqué l'arrêt de l'installation d'enrobage pendant une durée importante.

Incidents survenus dans la station de traitement des effluents de Saclay

• Le 10 décembre 1990, au cours du démarrage d'une campagne d'enrobage de déchets dans la zone de gestion des effluents liquides, le bitume en sortie de l'installation d'enrobage s'est enflammé.

Cet incident a été rapidement maîtrisé par le personnel présent sur les lieux, avec les moyens prévus pour faire face à ce type d'incident. Les mesures effectuées par le Service de Protection contre les Rayonnements ont montré l'absence de contamination. Cet incident n'a pas eu de conséquence pour le personnel de la zone et l'environnement.

Compte tenu de la mise en oeuvre des moyens de protection contre l'incendie dans ce local nucléaire, l'incident a été classé au niveau 1 de l'échelle de gravité. Le SCSIN a effectué une visite le 19/12.

• Le 2 octobre 1991, au cours de la manipulation d'un échantillon, pris dans la cuve de stockage d'effluents liquides radioactifs de faible activité, le flacon contenant l'échantillon s'est brisé.

Les éclaboussures ont entraîné une contamination de l'opérateur ; le sol, sur une surface d'un mètre carré, devant la hotte de prélèvement

des échantillons, a également été contaminé. Les examens subis par l'opérateur au service médical du centre d'études ont mis en évidence une faible contamination interne de cet agent (140 Bq en Cs¹³⁷), inférieure au 1/10000^{ème} de la limite annuelle d'ingestion (LAI). La zone faiblement contaminée (50 Bq en Cs¹³⁷) a été assainie par l'exploitant.

En raison des enseignements à tirer pour l'exploitant de la station, cet incident de contamination a été classé au niveau 1 de l'échelle de gravité.

• Pendant la période du 25 janvier au 7 février 1992, le réseau de surveillance de l'environnement à l'intérieur du centre a mis en évidence une légère augmentation de la radioactivité de l'atmosphère en certains points du site.

Les recherches entreprises pour déterminer l'origine de cette augmentation ont abouti à la découverte d'anomalies dans l'exploitation d'une cuve de stockage d'effluents liquides radioactifs de la station de traitement des effluents du centre.

En préalable aux opérations de transfert des liquides contenus dans cette cuve pour un traitement ultérieur, de l'air comprimé est injecté, pendant un temps court (de l'ordre de la demi-heure), pour agiter et ainsi homogénéiser ces effluents.

Or à la suite d'une erreur d'exploitation, une telle injection d'air comprimé a eu une durée anormale de deux semaines, favorisant la mise en suspension d'aérosols radioactifs. Le système de filtration assurant le confinement de ces aérosols n'a pas été suffisamment efficace. En conséquence, une faible contamination a été évaluée, au maximum à 90 Bq/m³ d'air, au niveau de la cuve. Toutefois, aucune élévation de la radioactivité n'a été constatée à l'extérieur du site.

Compte tenu des enseignements à tirer pour l'exploitation de cette installation, cet incident de contamination a été classé au niveau 1 de l'échelle de gravité.

• Le 8 avril 1992, au cours d'une opération de débouchage d'une tuyauterie de vidange d'une cuve d'entreposage d'effluents radioactifs liquides, 50 litres d'eau radioactive se sont répandus sur le sol de la station, contaminant ainsi une zone de l'ordre de 20 m².

L'exploitant, ayant constaté que la tuyauterie incriminée était bouchée par des cristaux de sels radioactifs, avait décidé d'éliminer ce dépôt en le dissolvant avec de l'eau chaude. Pour cela, il avait branché à la tuyauterie une liaison flexible reliée à un camion citerne utilisé pour le transfert de solutions radioactives et contenant de l'eau chaude contaminée par les résidus des précédents transports. Au cours de cette opération, la liaison flexible s'est désolidarisée du camion, entraînant alors l'épandage sur le sol d'eau contaminée dont l'activité, due principalement au Cs¹³⁷, a été évaluée à 110 000 Bq/litre. Dès le constat de l'incident, l'exploitant a balisé la zone contaminée et

commencé les opérations d'assainissement radioactif.

Les deux opérateurs présents sur les lieux ont subi des examens de contrôle qui ont confirmé l'absence de contamination significative de ces agents.

En raison des enseignements à en tirer pour l'exploitation de la station, cet incident de contamination a été classé au niveau 1 de l'échelle de gravité.

• Le 26 mai 1992, au cours du transfert de 3,5 m³ d'effluents liquides radioactifs d'un camion citerne à une cuve de stockage, un débordement de cette dernière s'est produit. En conséquence, 400 litres d'effluents moyennement actifs (500 000 Bq/l) se sont répandus sur la dalle de protection de la fosse contenant la cuve de stockage, contaminant une surface de l'ordre de 5 m².

L'indisponibilité d'une chaîne de mesure de niveau d'effluents liquides dans la cuve, conjuguée à une mauvaise évaluation par les opérateurs de la capacité disponible dans cette dernière, expliquent cet incident. Dès le constat du débordement, signalé par des alarmes sonores et lumineuses, le transfert des effluents a été arrêté par l'exploitant. Après récupération du liquide radioactif, la zone incriminée a été décontaminée en quelques heures. Cette anomalie n'a pas eu de conséquence pour l'environnement et le personnel de la station.

En raison des enseignements à tirer pour l'exploitation de l'installation, cet incident de contamination a été classé au niveau 1 de l'échelle de gravité.

• Le 21 octobre 1992 à 6h30, au début d'une opération d'enrobage de boues radioactives dans du bitume, un fût en cours de remplissage s'est enflammé. Dans cette installation, le bitume chaud et les boues issues de l'évaporation d'effluents radioactifs liquides sont mélangés d'une manière homogène (enrobé) avant le remplissage du fût. L'incendie a été immédiatement maîtrisé par les opérateurs et l'installation, arrêtée dès le début de l'incident, a été ramenée dans un état sûr à 7h30.

En raison de la mise en oeuvre de la protection contre l'incendie dans un local nucléaire et des enseignements à tirer pour l'exploitation de l'installation, cet incident a été classé au niveau 1 de l'échelle de gravité.

• Le 26 novembre 1993, au cours d'une opération de transfert d'effluents liquides faiblement radioactifs d'une cuve vers le camion citerne qui devait transporter ces effluents à la station de traitement du centre, l'opérateur a constaté que du liquide se répandait sur le camion et sur le sol à partir de l'échappement d'air de la citerne.

La quantité de liquide répandue a été estimée à 1 litre ; sa radioactivité, de l'ordre de 0,5 MBq, était due principalement à de l'iode 131. L'exploitant a pris rapidement les mesures nécessaires pour suspendre les opérations de vidange et procéder à la décontamination de la partie incriminée du camion citerne et du sol.

Cet incident qui n'a eu de conséquence radiologique ni pour le personnel, ni pour l'environnement, mais qui résulte d'une anomalie de fonctionnement, a été classé au niveau 1 de l'échelle de gravité.

• Le 20 décembre 1993, la présence d'eau a été constatée dans 5 fosses de la station de traitement des effluents liquides : une centaine de litres dans 4 d'entre elles et environ 5 m³ dans la cinquième.

L'installation comporte 7 fosses de rétention en béton contenant chacune une ou plusieurs cuves étanches de capacité unitaire comprise entre 7 et 50 m³. Ces cuves contiennent des effluents radioactifs liquides en attente de traitement.

L'exploitant a procédé au pompage de l'eau contenue dans ces fosses. Au cours de l'opération, il a constaté :

- d'une part que la fosse la plus remplie continuait à être alimentée en eau, à un débit estimé à quelques mètres cubes par jour ;
- d'autre part que l'eau pompée était légèrement contaminée, principalement par du Cs¹³⁷, à un niveau estimé à 300 Bq/l.

L'alimentation d'une nappe de surface par les précipitations particulièrement abondantes des mois de novembre et décembre et l'existence de défauts d'étanchéité dans les parois en béton des fosses expliquent les infiltrations plus ou moins importantes observées.

La radioactivité de l'eau recueillie en fond de fosse résulte, vraisemblablement, de la dilution des égouttures qui se produisent inévitablement lors des opérations de transfert d'effluents radioactifs.

L'étanchéité des cuves a été vérifiée et ne présente pas de défaut.

L'exploitant a pris les dispositions nécessaires pour recueillir et retraiter l'eau contaminée, pour vidanger la cuve contenue dans la fosse la moins étanche et pour surveiller les infiltrations.

Une visite de surveillance a été effectuée par la DSIN le 12 janvier 1994 pour vérifier et suivre la mise en place de ces dispositions.

Par suite de la défaillance constatée de la deuxième barrière de confinement constituée par les fosses et compte tenu des enseignements à en tirer, cet incident a été classé au niveau 1 de l'échelle de gravité.

3.1.2 Les manifestations du contrôle

1. Suite à l'inflammation de mélange enrobé et bitume qui s'est produite à la STE de Saclay en octobre 1992 l'IGSN a demandé à l'Inspection nucléaire d'évaluer la situation de l'INB 35. Cette inspection s'est déroulée de décembre 1992 à janvier 1993.

Comme la plupart des installations de stockage et traitement des déchets radioactifs des centres, la zone de gestion des effluents liquides de Saclay doit faire face à de nombreuses contraintes liées à sa position de prestataire vis-à-vis des autres installations du centre. La mission d'inspection a permis d'insister sur les axes de progrès jugés prioritaires : 1/ développer et améliorer les dispositions de l'assurance de la qualité ; 2/ faire évoluer l'installation pour disposer d'équipements rénovés, mieux adaptés à la réalité de l'exploitation ; 3/ mettre en place une organisation et des moyens pour faire face aux exigences de sûreté, notamment pour les études de modification.

L'IGSN a indiqué au directeur du centre de Saclay les aspects qui nécessitaient des actions à court terme en 1993 :

- les conditions d'entreposage de solvants organiques de haute activité et leur perspective de traitement ;
- l'importance de la préparation de l'examen du groupe permanent d'avril 1993 en concertation avec le directeur chargé de la gestion des déchets, pour confirmer les objectifs en particulier pour le conditionnement des concentrats dans du bitume et pour la rénovation de l'INB.

2. Comme dans toutes les installations nucléaires de base, le contrôle de la DSIN ne se limite pas à l'examen des dossiers de sûreté présentés par l'exploitant. Des inspections sont réalisées, soit sur des thèmes généraux soit à propos d'événements

particuliers. La liste ci-dessous présente toutes les inspections DSIN effectuées à Saclay depuis la fin de 1990 et relatives aux installations de gestion des effluents.

<i>Inspections de la DSIN à la STE de Cadarache</i>	
19/12/90	Visite suite à l'incident du 10/12 (inflammation du bitume en sortie de l'installation d'enrobage)
26/04/91	Visite suite à l'incident du 10/12/90 (inflammation du bitume en sortie de l'installation d'enrobage) : remise en service de l'installation d'enrobage
06/06/91	Visite générale : point des travaux et modifications de l'installation
20/11/91	Démarrage de l'installation du bitume : bilan d'exploitation et modifications
22/04/92	Visite générale : confinement, essais périodiques, maintenance
30/09/92	Visite générale : bilan d'exploitation de la zone de gestion des effluents liquidés
11/02/93	Visite générale suite à l'incident du 21/10/92 (inflammation des bitumes)
21/12/93	Visite avant remise en service de l'unité d'enrobage
12/01/94	Visite suite à l'incident du 20/12/93 (inondation des fosses de cuves de stockage d'effluents)
04/02/94	Surveillance radiologique du site et de l'environnement (ensemble du site)
19/05/94	Remise en service de l'unité d'enrobage avec du bitume
08/11/94	Visite générale. Bilan d'exploitation. Rénovation
27/01/95	Application de l'arrêté relatif à la qualité
05/05/95	Conditions techniques préalables à la remise en route de l'atelier de bituminage : protection contre l'incendie, confinement, test microcalorimétrique de réactivité, agrément des colis de déchets bitumés en cours d'instruction par l'ANDRA

3.2 Le contrôle sur l'environnement

3.2.1 Le contrôle réglementaire effectué par l'exploitant

Les arrêtés d'autorisation imposent à l'exploitant une surveillance de l'environnement qui comporte :

- pour les rejets liquides : *"au minimum : des prélèvements d'eau hebdomadaires au point de déversement des effluents dans les étangs de Saclay et dans les étangs eux-mêmes ; des prélèvements mensuels dans les eaux souterraines sous-jacentes en au moins quatre points ; ces différents points sont choisis en accord avec le service central de protection contre les rayonnements ionisants ; les prélèvements font l'objet de mesures des activités volumiques α et β totales, et de celle du tritium" ;*
- pour les rejets gazeux : *"la surveillance de l'environnement comporte au minimum : a/ en quatre points (le point n° 1 étant situé obligatoirement sous le vent dominant) : l'enregistrement continu du débit de dose γ , un prélèvement quotidien continu de poussières atmosphériques, un prélèvement mensuel de végétaux ; b/ en deux de ces points (dont un sous le vent dominant), un prélèvement hebdomadaire d'eau de pluie ; c/ un prélèvement mensuel de lait de ferme situé dans un rayon de 10 km sous le vent dominant ;"*

"les différents points et les modalités techniques de cette surveillance sont choisis en accord avec le service central de protection contre les rayonnements ionisants qui précise, d'autre part, les échantillons que l'exploitant doit lui remettre ;"

"à dater du 1^{er} octobre 1979, l'activité volumique moyenne hebdomadaire ajoutée, calculée après dispersion au niveau du sol en ces points de mesure, ne devra pas dépasser : 10⁴ pCi par mètre cube pour les gaz ; 0,2 pCi par mètre cube pour les halogènes gazeux et les aérosols ⁽⁶⁾ ; ces limites ne représentent qu'un maximum en-deçà duquel il y a lieu de maintenir les activités volumiques toujours aussi basses que possible. "

Les modalités pratiques de mise en oeuvre de ces prescriptions révèlent que l'exploitant a jugé nécessaire d'aller au delà du minimum imposé par les autorités réglementaires. Le CEN Saclay dispose en effet d'un réseau de surveillance de l'environnement très développé :

- 7 stations effectuent tout ou partie de la surveillance atmosphérique (débit de dose γ , poussières, eau de pluie, herbe) ;
- 3 lieux supplémentaires de prélèvement d'herbe sont situés à l'ouest, au nord et nord-est du centre ;
- le lait est recueilli dans deux endroits différents ;
- les eaux sont l'objet d'une attention soutenue : pas moins de 18 points de prélèvements sont régulièrement utilisés pour les eaux de surface (un point de référence dans l'étang de Saint Quentin en Yvelines, 5 points dans les étangs de Saclay en sus du point directement situé à l'issue de l'Aqueduc des Mineurs, plusieurs points en amont et aval des divers cours d'eau qui irriguent le secteur) ; 4 points de prélèvement permettent d'effectuer des analyses dans la nappe phréatique superficielle ; 14 forages divers permettent de prélever des échantillons dans la nappe phréatique semi-profonde dite « des sables de Fontainebleau » (environ 40 à 50 m au-dessous de la surface du sol) ; 5 de ces forages sont situés sur l'emprise du centre ; l'IPSN m'a fourni la carte de circulation des eaux dans la nappe des sables de Fontainebleau, dans l'environnement immédiat de Saclay ; cette carte suggère que les lignes de courant de la nappe qui sont représentatives de l'« amont » du centre sont situés au nord de celui-ci alors que les lignes de courant s'éloignant du centre se dirigent vers le sud, vers la vallée de l'Yvette ; les points représentatifs de l'« aval » du centre seraient donc situés au sud de celui-ci ; cependant R. MASSE m'a écrit que *"la carte hypsométrique du toit de la nappe de Fontainebleau montre qu'il est difficile, voire illusoire, de rechercher un point « amont » . Les points F1 et F2 sont plus probablement des points « aval » et de plus sont vraisemblablement contaminés par des infiltrations en provenance des étangs de Saclay. "*

Par ailleurs le centre a lancé à la fin du mois de mars 1995 une campagne de prélèvements de sédiments dans les étangs de Saclay. Les analyses chimiques et radiologiques sont en cours à l'heure actuelle.

⁶ C'est-à-dire respectivement $3,7 \cdot 10^2 \text{ Bq.m}^{-3}$ et $7,4 \cdot 10^{-3} \text{ Bq.m}^{-3}$.

Les résultats de la surveillance de l'environnement appellent peu de commentaires. Je remarque cependant que, une fois de plus — et ceci n'est pas propre au CEA — les chiffres ou graphiques fournis ne font que rapporter à sa limite réglementaire la valeur mesurée pour chaque radioélément ou chaque catégorie de radioéléments. On ne dispose pas pour ce genre de mesures d'un outil totalisateur comme le TAET(A), « Taux annuel d'exposition totale (ajoutée) ». Ceci est regrettable puisque, comme on peut s'en rendre compte facilement, le respect séparé de chaque limite d'incorporation ne garantit pas pour autant que la limite de dose totale soit respectée (5 mSv au corps entier ou 50 mSv pour l'organe le plus irradié, selon la voie d'exposition la plus pénalisante).

Mme RIVASI dénonce avec raison cette confusion dans la présentation des impacts radiologiques. Je ne peux que rappeler l'une des recommandations du rapport que j'avais préparé en 1994, demandant à ce que les impacts des effluents des installations nucléaires soient présentés sous forme de dose reçue plutôt que sous forme d'activités rejetées. Ceci permettrait justement d'avoir une vision globale (et réellement pertinente) de ces impacts en termes sanitaires. La satisfaction de cette demande suppose évidemment que soient résolues toutes les questions méthodologiques relatives à la détermination d'un impact sanitaire. Le Bureau de Radioprotection s'est attaché à un travail important en ce sens. Je souhaite qu'il réunisse autour de lui l'ensemble des compétences nécessaires à la résolution des problèmes soulevés par cette exigence essentielle, même si certaines peuvent venir d'horizons peut-être encore peu institutionnalisés.

3.2.2 La surveillance de l'environnement exercée par l'OPRI

Les moyens de cette surveillance sont plus légers que ceux déployés par l'exploitant. Ce n'est pas étonnant puisque la philosophie du contrôle direct de l'environnement par l'OPRI s'inscrit dans ce que l'on pourrait appeler le contrôle-qualité des opérations menées par l'exploitant. Il s'agit de vérifier que les données fournies par l'exploitant aux autorités sont cohérentes avec les résultats obtenus de son côté par l'organisme de référence de l'administration. Il s'agit également de pouvoir détecter une anomalie concernant les voies principales d'exposition du public.

Le réseau de mesure de l'OPRI autour de Saclay comprend : un point de prélèvement des eaux à l'embouchure de l'Aqueduc des Mineurs dans les étangs ; un point de prélèvement des eaux dans les étangs ; un point de prélèvement de sédiments situé à proximité de l'embouchure de l'Aqueduc ; une station de mesure atmosphérique (débit de dose, poussières) située à côté de celle implantée sur le site même de Saclay par l'exploitant ; un point de prélèvement en nappe phréatique dans le Centre d'essais des Propulseurs, situé au nord du CEN Saclay ; un point de prélèvement en nappe phréatique situé à proximité de la Mérantaise, affluent de l'Yvette.

Certains des points de prélèvement en nappe phréatique ne concernent pas la nappe de Fontainebleau mais la nappe superficielle. Répondant à une question sur d'éventuels déplacements au fil du temps, R. MASSE m'a en effet indiqué que 3 points avaient été abandonnés du fait du tarissement des sources correspondantes (P2, P4, P6) et que P5 avait été déplacé de 100 m vers une source en aval. La notion de « nappe superficielle » est elle-même sujette à caution : il s'agirait plutôt de plusieurs nappes lenticulaires non reliées entre elles, et souvent à sec pour P5.

En revanche, pour le contrôle de la nappe des sables de Fontainebleau, l'OPRI utilise pour son compte trois des forages implantés sur l'emprise du CEN (P41, P42 et P44), ainsi que le forage situé dans l'emprise du Centre d'Essai des Propulseurs (F1). R. MASSE a bien voulu me communiquer le listing de tous les prélèvements (semestriels) effectués en nappe phréatique sur ces quatre points au total, alors que je m'étonnais que les valeurs mesurées ne soient que très rarement publiées dans le *Tableau mensuel de mesures* de l'OPRI. Je le remercie de cette volonté d'ouverture. "Ces résultats étaient en diffusion restreinte en raison de la localisation des prélèvements internes à l'emprise du CEN Saclay." Les résultats ne seront plus en diffusion restreinte à partir d'aujourd'hui.

L'examen des résultats de mesure de l'OPRI depuis le deuxième semestre 1990 montre que les forages situés sous l'emprise au sol du CEN Saclay (ainsi qu'au Centre d'Essai des Propulseurs) révèlent des teneurs en tritium plus élevées que la normale.

Mesures semestrielles OPRI sur les forages du CEN Saclay et F1

Semestre	Puits P41	Puits P42	Puits P44	Puits F1
90/2	170	260	560	110
91/1	110	110	390	110
91/2	150	250	580	140
92/1	150	230	400	210
92/2	220	270	540	200
93/1	220	290	570	180
93/2	170	240	280	230
94/1	160	250	390	210
94/2	130	220	220	150
95/1	130	250	350	110
95/2	230	260	320	140

concentrations en tritium exprimées en Bq.l⁻¹ ; en gras : concentrations maximales
F1 est relevé depuis 1978 (37 prélèvements au total)

J'ai bien entendu cherché à savoir quelle était la cause de ces teneurs :

- R. MASSE, président de l'OPRI, m'a indiqué qu'elles découlent probablement du fait que le centre a commencé à fonctionner avant la réglementation relative aux rejets d'effluents ;
- de son côté, un responsable du CEN Saclay m'a dit, en précisant toutefois qu'il n'était pas la personne la plus appropriée pour me répondre ce jour-là, que cette pollution tritiée provient probablement d'infiltrations à partir des étangs de Saclay ; les étangs, creusés au XIX^e siècle, ont en effet diminué l'épaisseur de la couche d'argile sous-jacente, donc facilité les possibilités de migration des radioéléments.

Aucune de ces deux explications ne m'a satisfait. En effet le tritium est un des radioéléments les plus mobiles. Je ne pouvais donc pas m'expliquer la persistance d'un écart significatif entre les valeurs mesurées en moyenne sur les différents puits : si la pollution tritiée remontait aux premiers temps du centre, ou si elle provenait d'une source relativement éloignée comme les étangs de Saclay, elle aurait dû être très homogène entre les différents puits (P41, P42, P44).

L'inhomogénéité des concentrations en tritium appelle plutôt une explication faisant ressortir l'impact permanent des activités exercées par le centre. M. BOULITROP, chef adjoint du Service de Protection contre les Rayonnements, m'a donné récemment les éléments d'information suivants :

- la contamination en tritium provient effectivement directement des activités actuelles du centre de Saclay ;
- le point de mesure P44 est le point le plus sensible : il est à l'aplomb du point le plus bas du centre et se situe à proximité de l'étang de Villiers (réserve d'eau brute) qui draine certaines eaux usées du centre ; les possibilités de percolation vers l'intérieur du sol sont donc plus importantes qu'ailleurs ;
- la contamination diminue régulièrement depuis plusieurs années : on était plutôt vers 700 à 800 Bq.l⁻¹ sur le puits P44 à la fin des années 80 ; les mesures mensuelles du CEN Saclay montrent que la contamination moyenne de P44 sur 1995 s'établit à 225 Bq.l⁻¹, le puits le plus bas étant à 55 Bq.l⁻¹ ;
- on observe une bonne corrélation entre les rejets du centre (rejets autorisés), la teneur en tritium dans les eaux superficielles des alentours et la teneur en tritium dans la nappe située sous le centre ;
- l'autorité administrative s'intéresse à la question : elle a demandé au CEN Saclay d'étudier le phénomène, ses causes, ses manifestations ; en conséquence le CEN a engagé une série d'études (hydrogéologie, etc.) pour répondre aux préoccupations de l'administration.

Quelle portée doit-on accorder à cette contamination ? Si les concentrations en tritium sont révélatrices d'un transfert de radionucléides des installations vers la nappe phréatique, elles ne doivent pas susciter *a priori* de grandes inquiétudes au plan sanitaire. La limite annuelle d'ingestion en tritium (sous forme d'eau tritiée) est 3.10^9 Bq ; ceci conduit à une limite dérivée de concentration égale à $3,7.10^6$ Bq par litre (pour une consommation quotidienne standard de 2,2 litres pendant 365 jours). Cette limite dérivée est très largement supérieure aux valeurs relevées à Saclay ⁽⁷⁾.

Par ailleurs il importe de préciser deux points :

- on ne relève aucune concentration significative pour les autres radioéléments mesurés : elles sont quasiment toujours inférieures aux seuils de mesure, ou à peine supérieures ; il me semble donc que le tritium doit surtout être considéré comme l'indicateur d'un « défaut potentiel de qualité » dans les barrières assurant la protection de la nappe phréatique, plutôt que comme une menace sanitaire en lui-même ;

⁷ Même si, comme je le dis ailleurs dans ce chapitre, l'évaluation de l'exposition des personnes ne peut pas se limiter à cette simple comparaison mais doit tenir compte de toutes les voies d'exposition.

- les concentrations relevées sur P44 sont comparables aux concentrations relevées dans le début des années 90 dans les eaux mêmes des étangs de Saclay (point de mesure W2 dans le réseau de surveillance OPRI).

Dans ce domaine important de la qualité des nappes phréatiques, la transparence la plus totale est de mise. Je m'efforcerai de la faire progresser en d'autres lieux. J'observe d'ailleurs avec plaisir que le dernier *Tableau mensuel de mesures* de l'OPRI (novembre 1995) présente les mesures effectuées sur les puits de Saclay atteignant la nappe de Fontainebleau. Je pense ne pas être étranger à cette publication. Gageons que cette heureuse initiative pour Saclay sera rapidement étendue à d'autres centres nucléaires, y compris ceux pour lesquels l'état de la nappe paraît le plus critique à l'heure actuelle.

B. LES CHANTIERS DU PROGRES SUR LES CENTRES DU CEA

Un certain nombre de faiblesses récurrentes affectent les stations de traitement des effluents du CEA. Elles ont été évoquées de façon globale dans les rapports de F. COGNE, Inspecteur général pour la Sécurité nucléaire du CEA. Les réponses passent par des programmes de rénovation dont l'essentiel reste à venir ainsi que par une spécialisation des compétences.

1. UN DIAGNOSTIC ASSEZ SEVERE SUR LE FONCTIONNEMENT GENERAL DES STATIONS DE DECHETS SOLIDES ET LIQUIDES

L'année 1993 a été particulièrement difficile pour les stations de traitement de déchets et d'effluents. F. COGNE dressait un tableau assez sombre dans son rapport annuel 1993 : *"on retiendra pour cette année 1993 l'importance numérique des incidents liés à la manutention de conteneurs et au stockage de liquides, plus particulièrement d'effluents de faibles et moyennes activités dans les stations de traitement des effluents. Le seul incident classé au niveau 2 en 1993 est celui d'une station de traitement d'effluents liquides et ce n'est peut-être pas un hasard. [...] La multiplication de ces incidents a conduit l'IGSN à demander aux Centres un travail de recensement, de vérification et de correction sur les matériels incriminés ou susceptibles de l'être."*

Par ailleurs on doit noter que, indépendamment même de toute considération liée à la sûreté, les arrêts des stations de traitement des effluents, même temporaires, ne vont pas sans poser des problèmes gênants d'engorgement des capacités d'entreposage.

L'IGSN concluait que *"cette situation résulte du fait qu'au CEA comme dans d'autres secteurs, la question des déchets a souvent été considérée comme « subalterne » et sans rapport avec l'image de marque de l'organisme, et ceci pour trois raisons :*"

- "— les risques sont relativement faibles : le terme source radioactif est souvent faible, comparé à d'autres installations (réacteurs, usines...) ;"*
- "— ces installations sont d'apparence « passive » ;"*

"— il y a eu une mauvaise appréciation, pendant de nombreuses années, et dans un contexte déflationniste, des besoins réels en terme de maintenance et de moyens humains (nombre et qualification)."

"[...] Il est aujourd'hui indispensable de faire face et ceci nécessite une logistique irréprochable dont les STE sont partie prenante."

Hasard heureux ou conséquence de cette prise de conscience ? Les années 1994 et 1995 ont semblé moins mauvaises que la précédente pour les stations de traitement. Cela ne doit pas empêcher — et même cela justifie — la poursuite des programmes de remise à niveau.

2. UN BESOIN REEL DE REMISE A NIVEAU

Dans son rapport 1993 sur la sûreté nucléaire au CEA, F. COGNE écrivait à propos des stations de traitement des effluents et des déchets : *"l'exploitation de ces stations est essentielle dans l'application de la stratégie du CEA vis-à-vis du traitement des déchets et effluents et du plan d'assainissement correspondant"*. Elle est également essentielle dans la détermination que doit afficher tout exploitant nucléaire vis-à-vis de la notion de qualité d'exploitation. Les lignes d'action du CEA en la matière sont au nombre de deux :

2.1 La spécialisation des unités de traitement

Le CEA a entrepris depuis quelques années une politique de redéploiement de ses activités entre les différents centres répartis sur le territoire national. Les centres situés au plus près des zones urbaines sont progressivement « dénucléarisés » (Fontenay-aux-Roses, Grenoble), les moyens proprement nucléaires se concentrent désormais sur les sites de Saclay et Cadarache (pour le nucléaire civil).

Parallèlement les stations de traitement des effluents voient les conséquences de ces réorganisations. Les stations de Fontenay et Grenoble sont arrêtées (subsistent en revanche dans ces deux centres des incinérateurs de déchets radioactifs). Les stations de Cadarache et Saclay se répartissent plus ou moins les traitements en fonction de la nature de la radioactivité contenue : Cadarache doit se spécialiser peu à peu dans les déchets α (surtout pour les déchets solides) alors que Saclay « construit » progressivement un ensemble β - γ .

L'ensemble β - γ de Saclay comprend la STE décrite précédemment ainsi que l'ADBC (Atelier de Décontamination, Expertise et Conditionnement des Déchets solides) qui est une ICPE et l'INB 72, zone de gestion des déchets solides. L'INB 72 est formée de quatre bâtiments, qui assurent les fonctions suivantes : 1/ tri (déchets de haute activité) et compactage (facteur de compression en volume = 3) ; 2/ préparation à l'entreposage des sources radioactives ; 3/ mise en coques béton (démarrage au 1^{er} juillet 1995) ; 4/ entreposage des fûts actifs avant envoi à Cadarache, au Centre de Stockage de l'Aube ou ailleurs.

C'est dans l'INB 72 que seront entreposées de nombreuses sources radioactives fabriquées par le CEA et récupérées après usage : sources de radium, de cobalt et de césium. Certaines y attendront un destin encore obscur.

2.2 La modernisation technique

L'ensemble β - γ de Saclay a commencé une cure de jouvence étalée sur la période 1993-1997, qui, pour un coût total de 120 MF environ, concerne la mise à niveau des installations et la mise en place de méthodes de tri et de conditionnement plus performantes afin de réduire les volumes générés. En 1993 et 1994 l'essentiel des efforts a porté sur la remise en fonctionnement de l'installation de bitumage suite à l'incendie de bitume d'octobre 1992.

Les entreposages modernes de la station sont constitués d'une cuve placée dans un cuvelage de rétention d'une capacité au moins égale à celle de la cuve. Le point bas du cuvelage est équipé d'une détection de présence de liquide qui déclencherait une alarme si la cuve venait à fuir. L'ensemble cuve-cuvelage conserverait son étanchéité le temps nécessaire à sa vidange. Les détections de présence de liquide sont vérifiées régulièrement.

Diverses actions de rénovation visent ou ont visé les entreposages de la STE les plus anciens ou bien la mise en place de procédés complémentaires. Il s'agit essentiellement de :

- la construction de TC 3, cuve de traitement chimique des concentrats avant enrobage bitumineux ; TC 3 permettra le doublement des flux de traitement ; la cuve a reçu son premier concentrat en octobre 1995 ;
- la rénovation des entreposage MA 500 : elle concerne un ensemble de 7 cuves de 50 m³ unitaires, situées dans des fosses de béton enterrées ; les cuves doivent être extraites pour expertise, et selon leur état, réutilisées ou remplacées ; les fosses en béton seront doublées d'une peau inox étanche qui servira de rétention en cas de fuite de la cuve ; les accessoires (mesure du niveau, brassage, détection de liquide en fosse...) seront neufs ;
- « RÉSERVOIR » : il s'agit d'un projet de construction d'entreposage de 300 m³ de concentrats aqueux de moyenne activité (6 cuves de 50 m³) et d'un entreposage de 30 m³ de liquides organiques (1 cuve de 15 m³ pour les effluents chlorés et 3 cuves de 5 m³ pour des effluents non chlorés) ; le chantier a commencé en septembre 1995 et l'entreposage « RÉSERVOIR » devrait recevoir les premiers effluents radioactifs vers la fin de l'année 1996.

La sûreté des installations, la sécurité des personnes et de l'environnement nécessitent un effort constant. Le CEA semble s'être engagé résolument dans une politique de qualité qui ne concerne pas seulement l'excellence de la recherche — ce pour quoi il doit surtout rendre des comptes à ses ministères de tutelle — mais aussi la

pratique quotidienne des activités nucléaires, y compris la bonne gestion des déchets de toutes sortes.

Il est vrai que les actions à engager dans ces domaines peuvent paraître moins valorisantes, moins enthousiasmantes que la poursuite de travaux de recherche. Il est du ressort de chacun, à commencer par la haute hiérarchie, de veiller à ce que ces exigences soient prises en compte même dans « la routine ».

RECOMMANDATIONS DU RAPPORTEUR

REVISION DES NORMES DE RADIOPROTECTION

- 1^{ère} recommandation Le gouvernement est invité à effectuer avec rapidité et sans états d'âme la traduction rapide dans notre droit national de la très prochaine directive communautaire sur les normes de base EURATOM, en tant que cette directive ne dépasse pas les objectifs fondamentaux contenus dans la CIPR 60.
- 2^{ème} recommandation Les organisations françaises intéressées aux questions de protection radiologique sont invitées à développer leurs relations avec les organismes étrangers d'expertise en radioprotection (en particulier le NRPB britannique et le NCRP américain).
- 3^{ème} recommandation L'autorité de radioprotection, en liaison avec les organismes d'expertise, est invitée à réfléchir aux modalités d'introduction effective du principe d'optimisation dans la pratique réglementaire française.
- 4^{ème} recommandation Les organismes d'expertise en radioprotection sont invités à engager ou poursuivre des travaux relatifs :
- aux conditions d'acceptabilité du risque radiologique ;
 - à la clarification des concepts trop obscurs inscrits dans la CIPR 60 (en particulier la contrainte de dose).
- 5^{ème} recommandation L'autorité de radioprotection est invitée à réfléchir aux modalités d'application de la CIPR 60 pour les professions qui pourraient justifier d'un régime autre que celui de la limite dérivée de 20 mSv par an en moyenne, tout en respectant la limite fondamentale de 1 Sv sur la vie entière (mineurs d'uranium par exemple).

GESTION DES DECHETS DE TRES FAIBLE ACTIVITE

- 6^{ème} recommandation L'administration doit mettre en place les moyens d'une plus grande participation des publics concernés au processus de décision pour la gestion des déchets TFA.
- 7^{ème} recommandation L'autorité de radioprotection est invitée à modifier la rédaction du décret de 1966 de façon à éliminer toute ambiguïté sur les modalités de gestion des déchets TFA. La nature des seuils doit être clairement définie et la distinction entre « entrée » et « sortie » du système de radioprotection doit être mise en évidence.
- 8^{ème} recommandation La DSIN est invitée à rappeler aux exploitants qu'ils doivent être une force de proposition et que, en matière de déchets TFA comme pour les autres questions nucléaires, il appartient à l'administration d'approuver et non pas de définir les solutions envisagées par l'exploitant.
- 9^{ème} recommandation L'inventaire national des déchets TFA devra être complété (éventuellement dans un chapitre spécial) par tous les établissements susceptibles de générer ou d'avoir généré des déchets TFA.
- 10^{ème} recommandation Les autorités françaises sont invitées à faire admettre à nos partenaires européens la nécessité d'adopter des principes de gestion des déchets TFA aussi rigoureux que ceux en cours de mise en place, sous l'égide de la DSIN.

GESTION DES RESIDUS DE L'EXTRACTION ET DU TRAITEMENT DU MINERAI D'URANIUM

- 11^{ème} recommandation Les réaménagements des sites de stockage de résidus doivent prendre en compte dès aujourd'hui les recommandations de la CIPR 60.
- 12^{ème} recommandation Les ambiguïtés du décret 66-450 du 20 juin 1966 relatives au régime des « substances radioactives naturelles » doivent être supprimées, en particulier pour la définition de ces substances et le régime juridique applicable à la radioactivité des « lêtes de chaîne ».
- 13^{ème} recommandation L'autorité de radioprotection est invitée à préciser la notion d' "impact radiologique" acceptable, inscrite dans le décret 90-222 du 9 mars 1990.

- 14^{ème} recommandation L'autorité de radioprotection, avec ses appuis techniques, est invitée à examiner la pertinence de la limite actuellement utilisée pour les « émetteurs α à vie longue de la chaîne de l' U_{238} présents dans les poussières en suspension dans l'air et inhalés », au cas des résidus miniers.
- 15^{ème} recommandation Le Ministère de l'Environnement est invité à réfléchir à la mise en place, dans la législation des installations classées, d'une évaluation relative à l'état initial du site indépendante de celle pratiquée par l'exploitant, notamment pour les ICPE importantes (en particulier le niveau naturel de radioactivité dans l'environnement pour les ICPE nucléaires). Le Ministère de l'Industrie est invité à se joindre à cet effort, pour les parties du RGIE qui concernent la protection radiologique de l'environnement.
- 16^{ème} recommandation Le Ministère de l'Environnement, avec l'aide des appuis techniques *ad hoc*, est invité à préciser quels éléments doivent traduire dans les faits les conclusions du rapport BARTHELEMY, qui avait pour objectif de permettre l'élaboration de prescriptions générales applicables par les préfets aux sites de stockages de résidus, dans le cadre de la législation sur les installations classées.
- 17^{ème} recommandation L'IPSN est invité à développer ses capacités d'expertise et d'évaluation sur les dossiers de réaménagement, en s'appuyant en particulier sur les expériences étrangères et sur les évaluations effectuées par ses homologues.
- 18^{ème} recommandation Les DRIRE sont invitées à développer leurs échanges et contacts sur les dossiers relatifs aux réaménagements de sites miniers et de traitement d'uranium, pour mettre en oeuvre (avec les appuis techniques adéquats) une approche commune et cohérente des dossiers soumis à leur examen.
- 19^{ème} recommandation L'OPRI est invité à poursuivre ses actions visant à constituer dans les services extérieurs de santé de l'État un réseau de compétences en expertise radiologique.
- 20^{ème} recommandation Le Ministère de l'Environnement est invité à contribuer au développement des capacités d'expertise de contrôle, en s'appuyant sur un réseau de laboratoires agréés.
- 21^{ème} recommandation Il appartient aux administrations concernées de veiller à ce que, dans tous les dossiers soumis à leur approbation, les conséquences inévitables du noyage des mines soient correctement évaluées et surveillées (quelle que soit la nature du minéral extrait), et que les possibilités

d'intervention soient préservées pour assurer si nécessaire la protection sanitaire des populations.

- 22^{ème} recommandation L'ANDRA est invitée à se joindre rapidement aux réflexions entreprises sur l'avenir des stockages de résidus, dans la perspective d'une prise en charge future de ces sites au nom de la puissance publique.
- 23^{ème} recommandation Les autorités et COGEMA sont invitées, en liaison avec les publics concernés en Limousin et sur financement partagé, à mettre en place quelques sites pilotes « sur-instrumentés » pour l'évaluation *in situ* des évolutions d'un stockage de résidus, avec le concours de laboratoires agréés.
- 24^{ème} recommandation COGEMA pourrait utilement déposer auprès du Ministère de l'Environnement un document comparant les pratiques internationales en matière de couverture des résidus, justifiant ainsi dans une perspective très large les options envisagées ou retenues pour les sites français.

GESTION DES EFFLUENTS AU CEA

- 25^{ème} recommandation L'OPRI et le CEN Saclay sont invités à régler rapidement la divergence d'appréciation relative aux activités volumiques maximales autorisées pour les effluents liquides en sortie de la station de traitement.
- 26^{ème} recommandation L'OPRI est invité à engager avec le CEA des discussions pour une meilleure comptabilisation de rejets liquides de très faible activité volumique (surtout activité α).
- 27^{ème} recommandation L'OPRI est invité à demander au CEA de fournir une explication claire et convaincante des teneurs en tritium relevées dans la nappe phréatique des sables de Fontainebleau sous le site de Saclay, ainsi qu'une évaluation de ses éventuelles répercussions sur la qualité radiologique des eaux de consommation de la région.
- 28^{ème} recommandation L'OPRI est invité à poursuivre l'effort de transparence manifesté pour le centre de Saclay, en publiant régulièrement le résultat de ses mesures effectuées dans les nappes phréatiques situées sous les sites nucléaires les plus significatifs (y compris les sites dépendant d'exploitants autres que le CEA).

RECOMMANDATION D'ORDRE GENERAL

29^{ème} recommandation

Le Bureau de radioprotection est invité à poursuivre et élargir sa réflexion sur la méthodologie d'évaluation des impacts sanitaires. Sur l'ensemble des dossiers relatifs aux déchets radioactifs de toutes sortes, il est souhaitable de rechercher les conditions d'une meilleure cohérence dans la définition des options techniques, en particulier dans les scénarios retenus pour évaluer les impacts des installations.

ADOPTION DU RAPPORT PAR L'OFFICE PARLEMENTAIRE

M. Claude BIRRAUX a présenté les conclusions de son rapport lors de la séance que l'Office parlementaire d'Évaluation des Choix scientifiques et technologiques a tenue le 6 mars 1996.

Après avoir rappelé les événements marquants de l'année auxquels il a été associé en tant que rapporteur de l'Office pour le contrôle de la sûreté et de la sécurité des installations nucléaires, M. BIRRAUX a exposé les enseignements qu'il a tirés de ses investigations.

M. Henri REVOL, sénateur, vice-président de l'Office parlementaire, a ensuite souligné l'importance du travail accompli par M. BIRRAUX et son caractère très actuel.

M. Bernard SAUGEY, député, s'est félicité de ce que l'action de M. BIRRAUX et de l'Office parlementaire en général contribue à faire évoluer le paysage nucléaire dans des directions favorables.

M. Charles FEVRE, député, a demandé si des évolutions réglementaires pouvaient être envisagées. Il s'est réjoui que, vis-à-vis des autorités administratives, une institution parlementaire telle que l'Office puisse jouer un rôle positif dans ces évolutions.

M. Bernard SAUGEY a exprimé son souhait que les ambiguïtés et difficultés réglementaires signalées par M. BIRRAUX puissent être rapidement levées.

M. BIRRAUX a estimé qu'il faut sortir de la confrontation permanente. L'exemple de la division minière de La Crouzille est révélateur à cet égard. Les polémiques surgies sur l'emplacement d'une station de référence de COGEMA auraient certainement pu être évitées si l'on avait organisé des discussions, dans un « groupe permanent », sur la façon de mesurer le niveau naturel de radioactivité. Devant un groupe permanent, l'exploitant doit présenter les options qu'il envisage, les justifier et soutenir une discussion serrée. M. BIRRAUX rappelle qu'il a participé il y a quelques années, en tant qu'observateur, à quelques réunions de groupes permanents relatives à des questions de sûreté. Le Pr. GIRARD, Directeur général de la Santé, a accédé au désir de l'Office de créer l'équivalent des groupes permanents sur les questions de radioprotection ; la solution proposée consiste à constituer une section spéciale « radioprotection » auprès du Conseil

supérieur d'Hygiène publique, dont le secrétariat serait assuré par le Bureau de radioprotection. Cela va dans le bon sens puisque l'on crée ainsi un lieu de débat sur les questions de radioprotection, et que le Ministère de la Santé se retrouve enfin au coeur du dispositif.

M. SAUGEY regrette que, malgré cette avancée, il est probable que promoteurs et opposants ne pourront jamais s'entendre...

M. BIRRAUX reconnaît la difficulté mais estime que l'existence d'un lieu de débat et de dialogue technique peut contribuer à recadrer les enjeux véritables. La CRII-RAD joue son rôle de « poil à gratter » mais ne dit pas n'importe quoi. Par exemple il est difficile d'avoir aujourd'hui une opinion à propos des polémiques récentes sur les rejets d'iode à La Hague ; il semble que les mesures faites par les uns et les autres soient globalement concordantes, mais les divergences viennent de l'interprétation qu'il faut en faire. On doit donc débattre et dialoguer, dans une enceinte spécialisée à caractère technique et scientifique.

M. SAUGEY se demande si chacun ne restera pas sur ses positions, sur « sa vérité ».

M. BIRRAUX juge que l'évolution sera lente mais qu'elle devrait être réelle. Il observe que lors des auditions ouvertes à la presse qu'il organise depuis plusieurs années, l'attitude de tous les intervenants devient de plus en plus constructive. Dans les premières auditions, la « culture d'opposition » était très sensible, venant d'ailleurs de tous les acteurs. Le changement est tout à fait positif.

M. REVOL souligne, à propos du chapitre consacré à la révision des normes de radioprotection, que l'exposition des personnels navigants de l'aviation commerciale mérite d'être posée. Il demande si l'on dispose de chiffres, de mesures, d'études, etc.

M. BIRRAUX regrette de ne pouvoir fournir quelques indications numériques sur l'exposition des personnels navigants. Il rappelle à ce propos qu'il a recommandé dans un précédent rapport la généralisation des estimations des doses reçues par différentes catégories de la population, en particulier les populations environnant les sites nucléaires. Il est difficile de prendre conscience de l'impact sanitaire provoqué par des rejets s'ils sont exprimés en becquerels ; il est en revanche plus facile de faire des comparaisons simples entre différentes situations d'exposition, si elles sont exprimées en équivalent de dose.

M. SAUGEY estime que cela aurait effectivement le mérite de resituer certains débats.

M. REVOL regrette que, en matière de mesures de radioactivité, il n'y ait toujours qu'un organisme de référence, en région parisienne. Pour des questions locales il faudrait pouvoir apporter des réponses locales.

M. BIRRAUX estime que c'est d'autant plus pénalisant que l'ex-SCPRI avait un problème d'image. Le changement de directeur et l'arrivée de C. DUTRIL puis de R. MASSE, montrent que l'on a changé d'ère. D'ailleurs Mme RIVASI elle-même ne dit plus simplement *"le SCPRI n'est pas crédible"* mais *"l'OPRI doit être crédible"* ; c'est

bien le signe que le changement est en marche. De plus l'OPRI a engagé un mouvement de déconcentration, en cherchant à développer ses relations avec les services extérieurs de l'État sur le terrain.

M. REVOL s'interroge sur le coût qu'il faut consentir pour acquérir une capacité technique pour des mesures de radioactivité.

M. BIRRAUX indique qu'une installation de mesure du tritium peut coûter environ 500 000 F mais qu'il s'agit là d'un cas particulier lié à la nature spéciale du tritium. Pour faire de la spectrométrie γ les coûts du matériel sont moins élevés. Cependant ces coûts dépendent aussi de la précision que l'on cherche à avoir sur les mesures couramment pratiquées : diminuer le bruit de fond ou détecter des éléments volatils nécessite des dispositions spéciales, qui peuvent être coûteuses.

M. REVOL s'interroge sur la possibilité de remettre les résidus miniers dans les galeries des mines.

M. BIRRAUX indique que l'on se heurterait à une série de problèmes, qui sont évoqués dans le corps du rapport. En particulier certaines techniques d'extraction impliquent de reboucher par du béton les cavités créées au fur et à mesure de l'exploitation ; il n'y a donc plus de vide... D'un autre côté les résidus sont souvent placés dans des mines à ciel ouvert épuisées ; les principaux stockages actuels en France sont ainsi constitués. Enfin, dans certains cas, certains sables de traitement ont pu être replacés dans des galeries mais cette solution ne semble avoir été retenue que de façon assez marginale.

M. REVOL remercie à nouveau M. BIRRAUX pour l'ampleur de son travail, et se félicite de ce que les précédentes recommandations de l'Office soient peu à peu prises en compte et mises en oeuvre.

Les conclusions du rapport ont ensuite été adoptées à l'unanimité.

PERSONNALITES RENCONTREES OU CONTACTEES

FRANCE

Mme LEPAGE, Ministre de l'Environnement

Entretiens avec le CNRS (23 mai 1995)

Mme MAYS, Institut SYMLOG

Mme VALLET, Centre de Développement et des Études et Applications en Hygiène et Sécurité

Mme MOREL, Département des Sciences du Vivant

Mme BEAUVAIS, Direction générale, Communication institutionnelle

M. DE SCHONEN, Directeur Communication institutionnelle (Direction générale)

Séance de travail, IPSN (30 mai 1995)

M. BARESCUT, Département de Protection de l'Environnement et des Installations, chef du Service Déchets

M. BRENOT, Département de Protection de la Santé de l'Homme et de Dosimétrie

Mme BRETHERAU, Département de Protection de la Santé de l'Homme et de Dosimétrie

M. CHARLES, Département d'Évaluation de Sûreté

M. DEVILLERS, chef du Département d'Évaluation de Sûreté

M. GUEZENEC, Département d'Évaluation de Sûreté, SEPRI/BASC

Mme SUGIER, Directeur délégué à la Protection

Mme TIRMARCHE, Département de Protection de la Santé de l'Homme et de Dosimétrie, Laboratoire d'Épidémiologie et d'Analyse du Détriment sanitaire

M. VESSERON, Directeur

Centre d'Études nucléaires de Saclay (8 juin 1995)

M. BOULITROP, adjoint au chef du Service de Protection radiologique (SPR)

M. GUILLAMOT, adjoint au directeur, Unités « Gestion, Sécurité, Protection »

M. HOFFMANN, directeur adjoint, CEN Saclay

M. LALLEMENT, directeur, Direction « Gestion des Déchets »

Mme LOQUET, directeur du CEN Saclay

Mme LUENGO, assistant du directeur, Communication et Relations extérieures

M. PALANQUE, adjoint au directeur, Unités d'Exploitation et Gestion des Déchets

M. PHELIPPEAU, Cellule « Sûreté, Qualité, Sécurité »

M. TROUDE, chef de la Section « Transport, Traitement des Effluents liquides »

M. VILLENEUVE, adjoint au directeur, Direction de la Communication

DSIN (13 juin 1995)

- M. LACOSTE, Directeur
- M. NIEL, 1^{ère} sous-direction
- M. SAINT-RAYMOND, directeur-adjoint

ANDRA (13 juin 1995)

- M. DURAND, chef du Département de Sûreté
- M. JOUSSELIN, chef du projet « déchets TFA »
- M. KALUZNY, Directeur général
- M. OSSEMA, chef du projet « couverture du CSM »

CGT (11 octobre 1995)

- M. FLIPPE, Secrétaire général, Secteur Énergie atomique, Fédération nationale de l'Énergie, CGT
- M. MASSIMINO, représentant CGT-FNE/SEA au Comité central d'Hygiène et Sécurité du groupe CEA et du CEA
- M. TRELIN, Secteur économique (CGT-FNE) et membre du Conseil supérieur des Relations du Travail

Force Ouvrière (11 octobre 1995)

- M. COUPAS, Force Ouvrière EDF-GDF (centrale du Bugey)
- M. DURAND, responsable régional, Force Ouvrière EDF-GDF (centrale du Blayais)
- M. EHRSAM, Secrétaire fédéral, Force Ouvrière EDF-GDF
- M. MONNIER, Force Ouvrière EDF-GDF (centrale du Bugey)
- M. SEDES, assistant à la confédération Force Ouvrière

SPAEN (25 octobre 1995)

- Mme LESOURD, Secrétaire générale

Société française d'Énergie nucléaire (26 octobre 1995)

- M. BACHER, président
- M. BOUCHICOT, président de la Section technique n°1 (Enseignement, Information, Formation)
- M. CARLE, président d'honneur
- M. CHAUSSADE, Comité des Relations publiques
- M. COUTURE, président du Forum atomique français
- M. DÜRR, président du comité de rédaction, *Revue générale nucléaire*
- M. GAUSSENS, président du groupe régional Poitou-Charentes
- M. LEBLOND, président du groupe régional Val de Loire
- M. NOKHAMZON, président de la Section technique n°9 (Déchets, démantèlement)
- M. PANOSSIAN, délégué général désigné
- M. RINCEL, COGEMA
- M. WEILL, délégué général

CFTC (26 octobre 1995)

- M. ACCARD, CFTC (CEA Valduc)
- M. FLEURY, CFTC (CEA Vaujours)
- M. HUGON, CFTC (EDF Chinon)

M. MAIRE, CFTC-SNEN
M. MARTELLO, CFTC (EDF)
M. ROUSSON, CFTC (EDF Bugey)
M. TREMOULET, CFTC (EDF)

CFE-CGC (26 octobre 1995)

M. DOUGNAC
M. FABRE, Secrétaire général
M. GIRAUDEL

GSIEN (26 octobre 1995)

M. et Mme BELBEOCH
M. et Mme SENE

Direction de la Prévention de la Pollution et des Risques (7 novembre 1995)

M. DEFRANCE, Directeur de la Prévention des Pollutions et des Risques
M. HENRI, directeur adjoint
M. STREBELLE, chef du bureau « Pollution des sols - Énergie »

EDF (19 octobre et 8 novembre 1995)

Mme BIDARD, Département Information et Relations extérieures, EDF/EPN
Dr. COURT, chef du Service de Radioprotection, EDF/EPN
M. DOLLO, chef adjoint du Service de Radioprotection, EDF/EPN
M. STRICKER, Sous directeur délégué aux Affaires techniques, EDF/EPN
M. ZASK, chef de la Branche Retraitement et Stockage des déchets, Délégation aux combustibles, EDF Production Transport

*Association des Journalistes scientifiques de la Presse d'Information
(29 novembre 1995)*

M. DEFAIT, Ciel et Espace
Mme LEGLU, Libération
PERLINE, journaliste indépendant

Autres rencontres et entretiens en France

M. SCHNEIDER, Agence WISE-Paris (1^{er} juin 1995)
Mme le Dr. RONDEAU DU NOYER, Inspection médicale du Travail (12 juin 1995)
Dr. DAB, École nationale de Santé publique (19 octobre 1995)
Pr. SYROTA, Directeur des Sciences du Vivant, CEA (6 novembre 1995)
Pr. TUBIANA, Centre Antoine Bécclère, (6 novembre 1995)
M. ILARI, AEN-OCDE (6 novembre 1995)
M. PELISSIER-TANON, Directeur Environnement, Cogema (7 novembre 1995)
Pr. JAMMET, Président, Centre International de Radiopathologie (7 novembre 1995)
M. SYROTA, Président-Directeur général, COGEMA (8 novembre 1995)
M. JOUAN, Réseau national de Santé publique (8 novembre 1995)
Mme le Dr. HILL, Institut Gustave Roussy (22 novembre 1995)
Pr. ARTUS, Centre régional de Lutte contre le Cancer (22 novembre 1995)
M. MICHAUD, Directeur délégué auprès du Haut Commissaire, CEA (29 novembre 1995)

MISSION EN LIMOUSIN (22-23 JUIN 1995)

Cogema Branche Uranium

- M. BERNHARD, chef du CRPM (Centre de Radioprotection dans les mines), Algade
- M. COUPIN, Directeur, Branche Uranium
- M. CROIZAT, SES-SEPA (Service d'Etudes de Procédés et Analyses)
- M. CULLIERRIER, Directeur des exploitations, Société des Mines de Jouac (SMJ)
- M. IBOS AUGÉ, chef du Département Traitement, SMJ
- M. LAUVET, chef du Département Extraction, SMJ
- M. LYAUDET, chef du SEPA
- M. PFIFFELMANN, chef du Service Environnement et Sites
- M. THIRY, ingénieur laboratoire d'essais, SEPA
- M. VIDEAU, ingénieur, responsable du laboratoire d'essais, SEPA

FLEPNA

- Mme BIARDEAU, UFC Que Choisir ?
- M. BOLLINGER, président, FLEPNA
- M. LAMIREAU, Coordination limousine Anti-Déchets radioactifs
- Mme LINOL
- M. RAGOT, A.I.C.I.N.
- M. ROUX, Directeur, FLEPNA

DRIRE Limousin

- M. MOLLARD, ingénieur divisionnaire

MISSION EN VALLEE DU RHONE (30-31 OCTOBRE 1995)

STMI - Agence du Tricastin

- M. BARRE, président-directeur général
- M. BONNET, ingénieur Poste central de Contrôle
- M. DOURET, responsable sûreté-sécurité
- M. LHOMME, directeur de l'agence du Tricastin
- M. TRAMBOUZE, chargé d'affaires

FBFC-Pierrelatte

- M. BEAUDOIN, Directeur Sûreté-Systèmes, FBFC
- M. BULIT, Directeur, FBFC-Pierrelatte
- M. CAROMB, Ingénieur sécurité d'établissement
- M. CARON, ingénieur sûreté, FBFC-Pierrelatte
- M. DARMAYAN, Directeur général, FBFC
- Mme le Dr. ESTRABAUD, médecin du travail
- M. MURRY, Relations extérieures, FBFC-Pierrelatte

IPSN et CEA-VALRHO

- M. ANSOBORLO, Laboratoire d'Études appliquées à la Radiotoxicologie (IPSN)
- M. BERARD, Service d'Hygiène industrielle (IPSN)
- M. LEFEVRE, Directeur, CEA-VALRHO

Mlle RONGIER, Service d'Hygiène industrielle (IPSN)
M. ROPERO, Relations extérieures, CEA-VALRHO
M. VIALETES, Directeur adjoint, CEA-VALRHO

CRII-RAD

Mme RIVASI, président
Mme CASTAGNE, directeur

MISSION EN AFRIQUE (3-10 JUILLET 1995)

GABON (3-4 JUILLET 1995)

M. CHAMBRIER RAHANDI, Président de l'Assemblée nationale du Gabon
M. EDZO-MEDZO, vice-président de l'Assemblée nationale du Gabon

M. BOUNDONO-SIMANGOYE, Directeur général, COMUF
M. DUPUIS, géologue, Département Recherches minières, COGEMA-Branche Uranium
M. GIRARD, géologue, Département Recherches minières, COGEMA-BU
M. HEURLEY, chef de la Division « Production », COMUF
M. KEIFFER, chef de la Division « Formation et gestion prévisionnelle des emplois »,
COMUF
M. MAINBANGI, chef du Service Sécurité - Radioprotection, COMUF
M. MAISSA, technicien de laboratoire, hôpital de Mounana
M. MITICER, Ingénieur, Division « Production », COMUF
M. NGANIE, contrôleur de gestion adjoint, COMUF
M. OVOUGOU, chef de la Division « Administration », COMUF
M. OYO, Ingénieur, Division « Production », COMUF
M. PEIX, Administrateur délégué, COMUF
M. PFIFFELMANN, chef du Service Environnement et Sites, COGEMA-BU
Dr. RAVOLLET, Directeur, hôpital de Mounana
Dr. YELASSA, Directeur adjoint, hôpital de Mounana

AFRIQUE DU SUD (5-10 JUILLET 1995)

Eskom (entretiens et visite de la centrale de Koeberg)

M. BOYD, directeur du Groupe de protection radiologique, centrale de Koeberg
M. FITZPATRICK, directeur « Assurance sûreté nucléaire », centrale de Koeberg
Mme LAMPARELLI, Division du Combustible nucléaire, Eskom
M. NICHOLLS, directeur pour la sûreté nucléaire, Groupe Technologie, Eskom
M. PROZESKY, directeur, centrale de Koeberg
M. WILCZEWSKI, Délégué aux relations internationales, centrale de Koeberg

Western Areas Gold Mining

M. DE JAGER, directeur, Service de contrôle de l'Environnement
M. VENTER, Directeur de l'usine Or
M. VAN ROOYEN, *Chief Environmental Officer*

M. BURRELL, Superintendant « Environnement »
M. ALLEN, Superintendant « Usine »
M. PHILLIPS, Directeur de la mine
M. VAN TONDER, Directeur de l'usine Uranium
M. COLQUHOUN, Directeur métallurgie
M. LOOCK, Sécurité, usine Uranium
M. FOURIE, Division Environnement, JCI

Atomic Energy Commission

M. BROWN, Directeur, Product Technology - BEVA
M. KRUGER, Directeur, Sécurité professionnelle
M. SNYDERS, Directeur exécutif, Services techniques
M. STUMPF, Directeur général
M. VAN DER BIL, Directeur, Loss Control
M. VON WIELLIGH, Directeur, Procédures d'autorisation et sauvegardes

Council for Nuclear Safety

M. LEAVER, Directeur général
M. WINKLER, Directeur exécutif

MISSION AUX ÉTATS-UNIS (17-25 JUILLET 1995)

Cogema Inc. USA (17 juillet)

M. MACMURPHY, président, *Cogema Inc.*
M. POYSER, directeur, Affaires environnementales, *Cogema Inc.*

National Council for Radiation Protection (17 juillet)

M. MEINHOLD, président
M. SINCLAIR, président honoraire

Institute for Energy and Environmental Research (17 juillet 1995)

M. FRANKE, directeur exécutif
Dr. MAKHIJANI, président
Mme MAKHIJANI, chargée de mission
Mme CHALMERS, documentaliste

Environmental Protection Agency (17 juillet 1995)

M. BOYD, chef de la Division des Études radiologiques, *Office of Radiation and Indoor Air*
Mme CAMERON, chef de projet, Normes « déchets »
Dr. CLARK, Conseiller technique principal
M. GRUHLKE, chef de la section Normes « déchets »
M. LAILAS, chef du Service d'Évaluation des rayonnements
M. MACKINNEY, ingénieur en environnement
Mme NEWMAN, chef du Service d'Études des Rayonnements
M. NUMARK, président, *Numark Associates Inc.*

Dr. PUSKIN, chef de la section d'Évaluation du risque et des normes atmosphériques
M. WEINSTOCK, directeur par intérim, Division des Critères et Normes

National Academy of Sciences (17 juillet 1995)

Dr. DOUBLE, Directeur d'études (BRE), *National Academy of Sciences*
Dr. TOBUREN, Directeur d'études (BRE), *National Academy of Sciences*
Dr. ZIMBRICK, Directeur, *Board on Radiation Effects Research (BRE), National Research Council, National Academy of Sciences*

Nuclear Regulatory Commission (18 juillet 1995)

M. COOL, chef de bureau, « Protection radiologique et effets sanitaires », *Office of Nuclear Regulatory Research (ONRR)*
M. COPLAN, Assistant scientifique du Commissaire ROGERS
Mme DUNN LEE, Assistant du Président
M. FAULKNER, *Office of International Programs*
M. FLEISHMAN, Assistant scientifique du Commissaire ROGERS
Mme JACKSON, Président
Dr. GLENN, chef de bureau, « Sûreté des usages médicaux, éducatifs et commerciaux », ONRR
M. KARMAN, Assistant juridique du Commissaire ROGERS
M. MILLER, chef de bureau, « Situations d'urgence radiologique », ONRR
M. MORRISON, Directeur, ONRR
M. ROGERS, Commissaire
M. SORENSEN, Assistant scientifique du Commissaire ROGERS
M. WILLIS, Assistant scientifique, ONRR

Nuclear Energy Institute (18 juillet 1995)

M. ANDERSEN, chef de projet, « Protection radiologique, Situations d'urgence et Réglementation des Déchets »
M. KILLAR, directeur, Programmes pour Exploitants
M. RASIN, vice-président, Affaires techniques et réglementaires
M. SCHMITT, directeur

Sites miniers Cogema du Wyoming (19-20 juillet 1995)

M. BRADLEY, directeur exécutif pour l'administration, *Cogema Resources Inc.*
M. BERGLUND, directeur du développement, *Cogema Mining Inc.* (Irigaray/Christensen)
M. COSTE, premier vice-président, *Cogema Resources Inc.*
M. DAROUSSIN, Service de l'Environnement des Sites miniers, COGEMA
M. FOSTER, surveillant, *Pathfinder Mines Corporation* (Shirley Basin)
M. HARDGROVE, Coordonnateur pour les questions environnementales relatives aux mines, *Pathfinder Mines Corporation*
M. NUGENT, Directeur des programmes de réhabilitation, *Pathfinder Mines Corporation*
M. VELASQUEZ, directeur de production, *Cogema Mining Inc.* (Irigaray/Christensen)
M. WADSWORTH, Ingénieur en chef, *Pathfinder Mines Corporation* (Shirley Basin)
Mme WICHERS, directeur, services réglementaires et environnementaux pour les activités de lixiviation *in situ*, *Cogema Mining Inc.* (Irigaray/Christensen)

DoE : programme UMTRA (Albuquerque) (21 juillet 1995)

- Mme BIERLEY, directeur adjoint du projet UMTRA, *Jacobs Engineering Group Inc.*
M. ABRAMS, ingénieur en chef, DoE Albuquerque
Mme LEAF, directeur de site, *Jacobs Engineering Group Inc.*
M. MILLER, directeur adjoint, Services techniques (radioprotection), *Roy F. Weston Inc.*
M. CORNISH, Services techniques (radioprotection), *Roy F. Weston Inc.*
Mme MAJORS, Relations extérieures, *Roy F. Weston Inc.*
M. HAMILTON, *MK-Ferguson Company* (site d'Ambrosia Lake)

Los Alamos National Laboratory (24 juillet 1995)

- M. BERGER, ingénieur en chef, Programme « Environnement »
Dr. BOWMAN, directeur, Projet « Technologies de transmutation par accélérateur »
Mme CANEPA, chef de programme, projet Yucca Mountain
M. CURTIS, Développement technologique, Division des Sciences et Techniques chimiques
M. FRANKLIN, directeur, *Bradbury Science Museum*
M. JACKSON, Directeur adjoint, *Los Alamos National Laboratory*
M. HIRONS, chef de programme, projet WIPP
M. MONTOYA, Unité de gestion des déchets, Division des Sciences et Techniques chimiques
M. NEWNAM, Projet « Technologies de transmutation par accélérateur »
Mme VIGIL, Liaisons internationales

MISSION EN ALLEMAGNE (18-20 SEPTEMBRE 1995)

Ministère de l'Environnement de Basse Saxe

- Dr. KUNERT, Division « Questions juridiques »
Mme SPERRHACKE, Division « Radioactivité dans l'environnement - Radioprotection »

Société WISMUT

- Dr. HAGEN, directeur, Direction technique, Wismut
Dr. KATZENWEILER, Division planification, ingénierie, autorisations, Direction technique
M. HOFFMAN, directeur, site de Ronneburg
M. WAIGELT, directeur, site de Seelingstädt

BFS

- Dr. ETTENHUBER, directeur du Bureau de Berlin

AMBASSADES DE FRANCE

Missions à l'étranger

- S.Exc. Mme Joëlle BOURGOIS, Ambassadeur de France en Afrique du Sud
S.Exc. M. Jean-Pierre COURTOIS, Ambassadeur de France au Gabon

- M. DE MONES, Conseiller scientifique, culturel et de coopération, Ambassade de France à Prétoria
- M. GOURIEVIDIS, Conseiller nucléaire, Ambassade de France à Bonn
- M. GRELLIER, Bureau de représentation à Johannesburg, EDF
- M. LEROY, Conseiller nucléaire, Ambassade de France à Washington
- M. MIREUR, Attaché scientifique, Ambassade de France à Prétoria
- M. ZEBoulON, CSN, Ambassade de France à Washington
- M. ZOEL, chef de la Mission de Coopération et d'Action culturelle, Ambassade de France à Libreville

Informations sur la politique des déchets de très faible activité, information du public sur les faibles doses et leurs effets sanitaires

- M. MICHAUD, Conseiller scientifique, Ambassade de France à Stockholm
- M. PEGUY, Attaché pour la Science et la technologie, Ambassade de France à Berne
- M. VAN WILAND, Assistant du Conseiller nucléaire, Ambassade de France à Tokyo