

**Recommandations pour la gestion
des anciens sites miniers d'uranium en France**
Des sites du Limousin aux autres sites,
du court aux moyen et long termes

Rapport final du Groupe d'expertise pluraliste
sur les mines d'uranium du Limousin (GEP)

[1] Synthèse / Executive Summary

Synthèse

Le rapport final du Groupe d'expertise pluraliste sur les mines d'uranium du Limousin (GEP) rassemble les principales conclusions et recommandations issues de trois années et demie de réflexion ayant mobilisé, à la demande et avec le soutien financier des pouvoirs publics, plus de quarante experts de disciplines et d'origines différentes.

La mission confiée au GEP par les Ministres chargés de l'écologie, de l'industrie et de la santé ainsi que par le Président de l'Autorité de sûreté nucléaire (ASN) était ambitieuse. Il ne s'agissait pas uniquement de conduire une évaluation poussée et exhaustive des impacts actuels de l'exploitation des anciennes mines d'uranium sur quelques sites particuliers, mais de proposer, à partir de ces cas concrets, des recommandations portant sur les options de gestion et de surveillance susceptibles de réduire les **impacts actuels** et de tenir compte des **évolutions à long terme des sites**.

La démarche du GEP est ainsi partie d'une analyse détaillée des sites de la Division minière de la Crouzille, en Limousin, pour dégager, lorsque cela est envisageable, des idées générales applicables aux anciens sites miniers d'uranium en France, et proposer une approche généralisable à l'ensemble des sites. Le GEP a bénéficié, pour l'étude des sites, des apports du Bilan décennal environnemental (BDE) produit sur la Division minière de la Crouzille par l'exploitant Areva NC, et de la tierce expertise de ce BDE par l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN). Cette analyse a été, en lien avec la mission d'information du GEP, ponctuée par un dialogue avec les acteurs locaux. Elle s'est également accompagnée de réflexions sur le retour d'expérience international, notamment par des échanges sur l'expérience allemande.

Au-delà des réponses apportées aux questions qui lui ont été soumises dans les lettres de mission, le GEP offre un retour d'expérience sur la mise en œuvre d'une démarche d'expertise pluraliste, dont l'intérêt a été souligné lors du Grenelle de l'environnement. Du point de vue du GEP, son expérience montre la faisabilité et la pertinence d'une approche pluridisciplinaire et ouverte aux différentes sensibilités. Les propositions et recommandations formulées dans ce rapport final, mais également les divers éléments d'analyse dont il a pu faire bénéficier les principaux acteurs au cours de son travail, reflètent le caractère opérationnel de cette réflexion élargie. On peut ainsi considérer que le GEP a déjà nourri les décisions prises au cours des dernières années par la DREAL Limousin (anciennement DRIRE) et la préfecture de Haute-Vienne. Le MEEDDM et l'ASN ont par ailleurs publié une circulaire commune du 22 juillet 2009 définissant un plan d'action cohérent avec les recommandations du GEP à cette date.

Le rapport final suit la démarche progressive adoptée par le GEP, allant du constat au travail méthodologique pour aboutir

à des propositions sur la gestion. Dans une première étape, le GEP étudie **la situation actuelle d'un point de vue institutionnel**. Il identifie les risques spécifiques aux anciens sites miniers d'uranium et s'interroge sur leur prise en charge dans les dispositifs de l'après-mine, puis dresse un bilan global du travail de réaménagement, de son encadrement réglementaire et de l'action des pouvoirs publics. Dans une deuxième étape, le GEP développe une analyse **des impacts potentiels**. Il introduit une classification systématique des objets et des phénomènes redoutés dans la gestion des sites, et propose sur cette base une évolution des méthodes de surveillance et d'évaluation des impacts. Il s'attache enfin, dans une troisième étape, à tirer des enseignements pour **la gestion des sites**. Il apporte un éclairage sur les objectifs de gestion avant de formuler des propositions pour améliorer la gestion à court et moyen terme, et pour préparer activement la gestion du long terme.

Le GEP a pu mesurer, à la lumière de ses réflexions, les difficultés issues de la gestion historique de ce dossier et les progrès accomplis ces dernières années, au niveau du Limousin et dans une certaine mesure au niveau national. Les réaménagements effectués par l'exploitant, sous le contrôle des autorités et dans un cadre réglementaire qui a fortement évolué depuis ont contribué à la maîtrise de certains risques, mais n'ont pas réglé tous les problèmes qui ont pu se révéler ultérieurement. De plus, la question se pose de l'efficacité à moyen et long terme des options retenues. Aussi, le GEP considère que **ces efforts doivent être poursuivis, approfondis et généralisés pour construire, à l'horizon d'une dizaine d'années, une stratégie claire de gestion durable** impliquant des exigences technico-économiques, institutionnelles et sociétales. Une telle stratégie doit reposer sur une réglementation conciliant risque minier et risque radiologique et être accompagnée d'une volonté de programmation et de suivi des actions. Il conviendra de partager cette stratégie avec les acteurs locaux et d'y intégrer les spécificités territoriales.

Le rapport final s'attache à développer dans cet esprit un cadre cohérent de recommandations aussi opérationnelles que possible. Ainsi, les propositions du GEP soulignent la nécessité d'une approche globale, partant d'un travail sur les perspectives institutionnelles, d'un programme d'amélioration des connaissances et d'un renforcement de l'information et de la concertation, pour encadrer et guider la caractérisation des impacts potentiels, l'évolution des dispositifs de surveillance et la consolidation des systèmes de protection existants. Ces propositions finales tiennent compte d'un ensemble d'actions engagées par Areva NC et les administrations locales et nationales, qui intègrent déjà certaines recommandations produites par le GEP au fil de ses trois rapports d'étape.

Le GEP identifie six axes de progrès, et formule 15 recommandations majeures à l'adresse des pouvoirs publics, de l'exploitant et de l'ensemble des acteurs concernés. Ces recommandations, détaillées dans le rapport et rassemblées à la fin de ce document de synthèse, visent à :

A. Rénover et clarifier le cadre institutionnel et réglementaire de la gestion des anciens sites miniers d'uranium

Le GEP appelle à définir un **cadre institutionnel pour la prise en charge des sites à moyen terme** afin de donner une perspective claire aux actions engagées et de lier pleinement les composantes minière et radiologique du dossier [Recom1]. Il s'agira en particulier, pour donner l'impulsion nécessaire, de préciser dès que possible le processus et les échéances du transfert de responsabilité des sites actuellement gérés par Areva NC vers les pouvoirs publics, en identifiant la structure qui en aura la charge. Au préalable à ce transfert, indispensable au vu des enjeux à long terme, il conviendra d'en définir avec précision les conditions opérationnelles.

Au-delà des clarifications réglementaires récentes, il convient d'engager dans cette perspective **une révision de la réglementation afin de mieux prendre en compte les enjeux liés à la situation actuelle et à son évolution** [Recom2]. Il s'agit par exemple de réviser la réglementation minière en regard des dispositions actuellement en vigueur dans le domaine de la radioprotection et de l'environnement, et de rendre ainsi plus lisible et opérationnelle l'articulation des polices applicables aujourd'hui sur les sites. La révision de la réglementation devra également intégrer l'évolution du champ et des méthodes d'évaluation d'impact et favoriser l'harmonisation des prescriptions entre les sites.

B. Promouvoir l'effort d'amélioration des connaissances sur les sites ; poursuivre les actions d'études et recherche et stimuler leur élargissement

Le GEP souligne la nécessité de systématiser **des actions ambitieuses de recensement et de caractérisation des sites** dans le prolongement de celles engagées depuis quelques années, afin d'acquérir **une connaissance exhaustive des sources potentielles de pollution** dans les conditions précisés dans la circulaire du 22 juillet 2009 et le PNGMDR [Recom3]. Les actions prévues doivent notamment inclure la recherche des rejets diffus, des principales sources d'exhalation de radon, et des éventuelles anomalies radiométriques sur et autour des sites.

Cet effort doit être complété par **une stratégie d'études et recherches pour renforcer la compréhension des processus en jeu** [Recom4]. Il s'agit de développer une capacité prédictive de l'évolution de phénomènes clés (fonctionnement hydraulique et hydrochimique, exhalation et transfert de radon, accumulation de radioactivité dans les sédiments, l'évolution des résidus...), ainsi que les connaissances sur la toxicité des substances concernées, dont l'uranium, pour les écosystèmes. Une telle stratégie

implique la mobilisation des organismes de recherche concernés, et la création éventuelle de zones ateliers *in situ*.

C. Renforcer la pertinence des évaluations d'impacts, en les étendant notamment aux écosystèmes ; replacer l'exposition des populations dans les enjeux de santé publique

Les évaluations des exploitants sont centrées jusqu'ici sur l'impact radiologique sur les populations. Elles mettent en évidence, sur la base des données de la surveillance radiologique actuelle, des niveaux d'exposition ajoutée qui restent en deçà des limites réglementaires mais peuvent pour certains points particuliers s'en approcher. Ces cas particuliers nécessitent d'être affinés. Le GEP formule des propositions pour faire évoluer **la méthode d'évaluation d'impact dosimétrique vers une estimation plus réaliste de la contribution des sites aux différentes voies d'exposition** [Recom5]. Il s'agit à la fois de mieux refléter les divers usages envisageables par l'analyse de scénarios, et de mieux caractériser par la mesure et/ou la modélisation la part attribuable aux sites par rapport au « bruit de fond radioactif et chimique » naturel.

Les préoccupations de radioprotection ont conduit à négliger l'évaluation d'impacts potentiels autres que l'impact radiologique sur les populations. Le GEP recommande de **mieux prendre en compte l'impact chimique sur les populations** d'une part, et propose d'appliquer, selon une approche graduée, **une évaluation de l'impact radiologique et chimique sur les écosystèmes** d'autre part [Recom6]. Le GEP souligne que la mise en œuvre de ces évaluations suppose un effort de collecte des données pertinentes, et de partage et de formalisation des méthodes associées.

Le GEP note par ailleurs que dans les régions d'exploitation de gisements uranifères, la population est généralement exposée à une radioactivité naturelle importante indépendamment de l'exposition ajoutée par les anciens sites miniers, et souligne la nécessité d'adapter les politiques de santé publique en conséquence. Il préconise de développer **des outils de surveillance et de veille sanitaire** et d'intensifier la politique de **protection des populations contre les expositions** aux rayonnements ionisants [Recom7]. La mise en place de registres des pathologies potentiellement associées (dont les cancers) est pour cela une base indispensable. Une vigilance doit par ailleurs s'exercer dans ces zones sur la qualité des eaux en fonction de leur utilisation, et sur le radon dans les immeubles bâtis.

D. Faire évoluer les dispositifs de surveillance des sites et des zones situées potentiellement sous leur influence

Les dispositifs déployés sur certains sites dans le cadre de la surveillance réglementaire actuelle apparaissent parfois en décalage avec les besoins. Il faut faire évoluer **le cadre de surveillance actuel** de manière à le rendre mieux

adapté tout en optimisant les moyens mis en œuvre [Recom8]. Le GEP propose une démarche d'analyse systématique de prise de décision pour hiérarchiser les enjeux, et identifier les indicateurs à surveiller site par site après des étapes d'auscultation et de démonstration. Il conviendra d'adapter les méthodes de mesure à la précision des informations recherchées, et d'harmoniser l'approche par des plans de surveillance type. Le GEP recommande, en complément, de renforcer la surveillance exercée par l'IRSN et d'encourager les campagnes de mesure par d'autres laboratoires.

En complément de cette surveillance centrée sur les concentrations dans l'environnement, le GEP recommande de mettre en œuvre **une surveillance des écosystèmes et des habitats**, centrée sur les éventuels effets [Recom9]. Celle-ci devra s'appuyer, en lien avec les acteurs de protection de la nature, sur une connaissance des espèces spécifiques à chaque site ou secteur concerné.

E. Prolonger l'effort de réaménagement pour mettre en place dès aujourd'hui des systèmes aussi robustes que possible à long terme là où la situation le justifie

Les dispositifs de protection existants sur certains sites reposent sur des mesures de réduction à la source et de restriction des usages dont il est impossible d'assurer une véritable pérennité. Leur dégradation peut à terme conduire à des impacts significativement plus élevés que ceux estimés aujourd'hui. Partant de ce constat, le GEP propose des éléments pour développer **une représentation réaliste de l'évolution à long terme des sites** [Recom10]. Ces éléments conduisent à mener la réflexion pour les stockages de résidus, mais au-delà pour l'ensemble des sites pouvant présenter un enjeu vis-à-vis du long terme, et à intégrer une gamme plus complète de scénarios.

Compte tenu de la situation actuelle des sites, il n'existe pas de solution simple et générique pour faire évoluer les dispositifs existants vers des dispositifs *a priori* significativement plus robustes à long terme. Le GEP examine différentes options, et appelle à **une réflexion technique et sociétale** avec l'ensemble des acteurs pour **renforcer la robustesse à long terme des dispositifs** à partir d'une évaluation incluant les différentes alternatives [Recom11].

Cette réflexion doit être engagée rapidement, afin de s'appuyer sur la capacité opérationnelle actuelle. Le GEP recommande de préciser **le processus de décision** permettant de **mettre en œuvre à court terme des options de gestion du long terme** [Recom12]. Ce processus devra s'appuyer sur une évaluation plus complète des coûts et bénéfices sanitaires, environnementaux, socio-économiques directs et indirects des dispositions à prendre aujourd'hui et permettre un arbitrage au vu des avantages et inconvénients à court terme et long terme. Il gagnera à être formalisé dans un corps de doctrine.

F. Poursuivre la mise en œuvre des principes d'information et de participation pour en faire les leviers d'une véritable gestion durable des sites

Les efforts d'information et de participation accomplis ces dernières années doivent être amplifiés pour placer ces principes au cœur de la gestion future des sites. Ceci implique d'abord de **renforcer la collecte et la mise à disposition des informations relatives aux sites et à leur surveillance**, et de veiller à l'organisation de la mémoire, via **la constitution des archives et la matérialisation d'informations sur les sites mêmes** [Recom13]. Le programme MIMAUSA représente de ce point de vue un acquis utile sur lequel il convient de s'appuyer.

Le GEP considère que la participation des acteurs locaux est un élément moteur pour impulser la gestion à long terme et l'inscrire dans des projets de territoires. Il recommande ainsi de **renforcer la concertation locale**, et notamment **le rôle des Commissions locales d'information et de suivi (CLIS)** existant ou en cours de création autour des sites [Recom14]. Il s'agit de leur donner une assise juridique et de les impliquer plus fortement tout en élargissant leurs missions et en leur donnant les moyens de fonctionner. Des formes directes de participation pourront également être développées pour favoriser le débat sociétal, et pour asseoir et prolonger la portée des mesures de maîtrise des usages sur les sites. Le GEP souligne par ailleurs l'importance des échanges internationaux pour se nourrir des expériences de gestion des sites des anciennes mines d'uranium et recommande de poursuivre des échanges à ce niveau.

Enfin, le GEP souligne l'intérêt de préserver les acquis de l'approche pluraliste qu'il a construite sur ce dossier, et de favoriser une montée en compétence des CLIS et une appropriation des travaux du GEP par les instances de concertation nationales (Haut comité à la transparence et à l'information sur la sécurité nucléaire - HCTISN, Plan national de gestion des matières et déchets radioactifs - PNGMDR...). Il recommande de **prolonger le dialogue pluraliste au niveau local et national** et d'envisager **l'approfondissement de certaines questions à travers une expertise pluraliste spécifique** [Recom15]. Cette approche favorisera la construction d'éléments de doctrine sur les différents aspects de la gestion des sites.

Les 15 recommandations du GEP pour une gestion durable des anciens sites miniers d'uranium :

Perspective institutionnelle et cadre réglementaire	1. Le GEP recommande de définir explicitement les conditions et les étapes de la transition vers un véritable dispositif institutionnel dédié à l'après-mine uranium.
	2. Le GEP recommande de poursuivre et d'accélérer l'évolution réglementaire pour disposer d'un cadre modernisé et pleinement adapté aux enjeux actuels.
Connaissance des sites, études et recherches	3. Le GEP recommande de poursuivre et compléter les actions de recensement et de caractérisation des sites en vue de disposer d'une connaissance exhaustive des sources de pollution potentielle.
	4. Le GEP recommande de développer une stratégie d'études et recherches en vue de renforcer les connaissances nécessaires à la bonne compréhension des processus en jeu et à l'acquisition d'une capacité prédictive sur leur évolution.
Pertinence et champ des évaluations d'impact, santé publique	5. Le GEP recommande de faire évoluer la méthode d'évaluation dosimétrique mise en œuvre pour mieux couvrir les usages potentiellement les plus sensibles et estimer de manière plus fiable la contribution des sites miniers aux différentes voies d'exposition radiologique.
	6. Le GEP recommande de renforcer l'évaluation des impacts chimiques sur l'homme et de mettre en œuvre, selon une approche graduée, une évaluation des impacts radiologiques et chimiques sur les écosystèmes.
	7. Le GEP recommande de développer des outils de surveillance et de veille sanitaire dans les zones de radioactivité naturelle importante telles que les régions uranifères et d'y intensifier la mise en œuvre des politiques de santé publique en matière de protection des populations contre les expositions aux rayonnements ionisants.
Dispositifs de surveillance des sites et de l'environnement	8. Le GEP recommande de faire évoluer les dispositifs de surveillance de manière à les rendre plus adaptés à la connaissance actuelle des impacts et aux enjeux relatifs à l'évolution des sites, tout en optimisant les moyens mis en œuvre.
	9. Le GEP recommande de mettre en œuvre une surveillance des écosystèmes et des habitats, destinée à s'assurer que les effets des sites uranifères sont faibles, aussi bien sur l'environnement que sur la santé des espèces.
Robustesse des réaménagements et long terme	10. Le GEP recommande de développer une représentation réaliste de l'évolution à long terme des sites, tout en élargissant le champ des scénarios et des sites aujourd'hui considérés.
	11. Le GEP recommande d'engager une réflexion technique et sociétale sur les solutions susceptibles de renforcer, par une action à court terme, la robustesse des systèmes existants en vue de maîtriser les impacts à long terme.
	12. Le GEP recommande de préparer et de formaliser le processus de décision pour favoriser la mise en œuvre à court terme des options de gestion du long terme.
Information et participation pour une gestion durable	13. Le GEP recommande de poursuivre et de compléter la collecte et la mise à disposition des informations relatives à la localisation et à l'état de connaissance des sites, ainsi qu'à la surveillance mise en place. Il recommande également de veiller à la constitution des archives et à leur suivi, ainsi qu'à la matérialisation d'information sur les sites eux-mêmes.
	14. Le GEP recommande d'appuyer la gestion des sites sur la concertation locale, en renforçant notamment le rôle, l'assise juridique et les moyens des Commissions locales d'information et de suivi créées autour des sites.
	15. Le GEP recommande de préserver les acquis de l'approche pluraliste qu'il a construite sur ce dossier. Il souligne la nécessité de maintenir un dialogue pluraliste au niveau local et national pour renforcer le partage de l'information et le suivi des actions, et d'envisager de poursuivre l'approfondissement de certaines questions à travers une expertise pluraliste spécifique.

Executive Summary

The final report of the Groupe d'expertise pluraliste sur les mines d'uranium du Limousin (GEP) [Pluralistic Experts Group for the Uranium mines of Limousin] brings together the main conclusions and recommendations arising from three and half years of work having mobilized, at the request and with the financial support of French authorities, more than forty experts from a varying range of disciplines and backgrounds.

The mission given to GEP by the Ministers of Ecology, Industry and Health, as well as the President of the Nuclear safety Authority, was ambitious. It was not simply a matter of conducting an exhaustive and vigorous investigation of actual impacts, but also to analyse the present situation from a technical point of view starting with actual cases to clarify the options for management and monitoring, and to make recommendations on their development in order to reduce the current impacts and to foresee those in the long term according to the preparation of a long term plan.

GEP's first step was to undertake a detailed analysis of the sites of the mining Division of Crouzille, within the Limousin area, in order to develop a broader vision of the present situation of the old uranium mining sites in France, and to propose a general approach that would be applicable all of the sites. The GEP profited, for the study of the sites, from the contributions of the ten year environmental assessment (BDE) produced by the owner of the sites, Areva NC, and from the third expertise of this BDE of the Institute of Protection for Radiation and Nuclear Safety (IRSN). This analysis was, in accordance with GEP's mission of disseminating information, interspersed with dialogue with the local stakeholders. It was also accompanied by reflections on, and feedback from, international experiences, in particular through exchanges with experiences in Germany.

In addition to the answers provided to the questions which were addressed to GEP, the group, the GEP also provides feedback on the experience gained from the implementation of a pluralist expertise group, whose interest was underlined at the time of environment studies at Grenelle Forum. From the point of view of the GEP, the experiment shows the feasibility and the relevance of a multidisciplinary approach that was also open to other various sensitivities. The proposals and recommendations made in this final report, along with the various analytical elements which could be useful to the main players in their work, reflect the practical character of this broad-based consideration. Thus one can consider that the GEP already supported decisions taken in recent times by the DREAL Limousin (in the past DRIRE) and the prefecture of Haut-Vienne, then by the MEEDDM and the ASN through their circular of July 23, 2009.

This final report follows the progressive approach adopted by GEP, working through the report in a methodical manner leading to proposals for management. In the first stage, the GEP studied the current situation from several points of view. It identifies the risks specific to the former mining uranium sites and considers what assumptions could be made regarding responsibility for sites after mining; the report then makes a complete assessment of the work of remediation, the legal framework and actions required of the public authorities. In a second phase, the GEP develops an analysis of the risks and potential impacts. It introduces a systematic classification of the sites and phenomena associated with the management of the sites; from this basis the report proposes an evolution of the methods of monitoring and evaluation of the impacts. Finally, in a third stage, the report tries to bring together information for the management of the sites. The report throws some light on the objectives of management before formulating proposals for improving management in the short and medium term, and for the active preparation for the long term management.

In the light of these considerations the GEP was able to assess the difficulties resulting from the historical management of these sites and good progress made in recent years, both at the local level in Limousin, as well as at the national level. Remediation work already carried out has contributed to the control of certain risks, but did not control all the problems. Moreover, the question arises of the effectiveness of these measures in the medium and long term. Also the GEP considers that progress must be continued, with both deeper as well as generalized studies, perhaps with a ten year time scale, to establish a clear vision for the sustainable management of these sites. The strategy to be put in place to reach an end point will have to integrate many aspects of the problems, including technical, institutional and social; and to be accompanied by a programming effort with a follow-up of these actions. The work will have to be spread amongst the local stakeholders as well as integrating with the relevant territorial legal requirements. The strategy has to merge mining and radiological risks.

It is in this context that the final report attempts to develop a coherent framework of recommendations that are as operationally feasible as possible. Thus, the proposals of the GEP underline the need for an comprehensive approach, on the basis of work on the institutional perspectives, of a programme for improvement of knowledge and including a reinforcement of information and dialogue, to frame and guide the characterization of the risks and impacts, the evolution of the surveillance devices and the consolidation of the existing protection systems. These final proposals take account of a whole range of activities undertaken by Areva NC as well as the relevant local and national government organiza-

tions; and which integrate certain recommendations already produced by the GEP within the framework of its three interim reports.

The GEP sets out six main areas of improvements, within which the GEP makes 15 major recommendations addressed to the public authorities, the owner and all of the stakeholders concerned. These recommendations, largely detailed in the report and summarized below, aim to:

A. To renovate and clarify the institutional and legal framework for the management of the former mining uranium sites.

The GEP calls for the creation of an institutional body to assume responsibility for the sites in the medium-term in order to give a clear direction to the required activities and to bind together the mining and radiological components of all the sites [Recom1]. It is necessary for example, with a suitable degree of urgency, to specify as soon as possible the process and the timetable for the transfer of responsibility for the sites currently managed by Areva NC to the public authorities. This will require identification of the entity which will become responsible for the sites. As a prelude to this transfer, it will be essential taking account of the long-term situation, it will be necessary to define precisely the operational conditions for the sites.

Despite the recent legal clarifications, in this context it is recommended to consider a revision of the regulations in order to better take into account the associated risks at the current locations and their possible evolution [Recom2]. It is a question, for example, of revising the mining regulations compared to the provisions currently in force in the area of radiation and environment protection, and of making more readable and operational the articulation of the policies applicable to the sites. The revision of the regulations will also have to integrate the development of the methods of evaluating impact and to support the harmonization of the regulations between the sites.

B. To promote efforts directed at the improvement of knowledge on the sites; to continue the studies and research and to broaden their scope.

The GEP has underlined the need for systematizing the ambitious tasks of inventory and characterization of the sites as an extension of similar activities carried out previously, in order to acquire an extensive knowledge of the potential sources of pollution [Recom3]. In particular, the actions envisaged must include the research of the various wastes, any independent sources of radon exhalation, and of any possible radiometric anomalies on and around the sites.

This effort must be supplemented by a strategy of studies and research to improve the understanding of the processes concerned [Recom4]. It is a question of developing a predictive capacity in relation to the evolution of key phenomena (hydrogeology, hydrochemistry, exhalation and

transfer of radon, accumulation of radioactivity in the sediments aging of milling residues ...), as well as knowledge on the toxicity of these substances, of which uranium is but one consideration. Such a strategy implies the mobilization of the relevant research organizations and the eventual creation of in-situ workshop areas.

C. To reinforce the relevance of impact evaluations, in particular extending them to the ecosystems; to replace public exposure in the public health risks

Impact evaluations conducted until now have essentially been limited to public radiological exposures. The results, which conclude that exposures have been approaching the legal limits, need to be refined. The GEP has formulated proposals to develop the method evaluation of dosimetric impact to be a more reliable estimate of the contribution of the sites to the various exposure pathways [Recom5]. At the same time it is necessary to better reflect the realistic land uses in the analysis of scenarios, and to better characterize, by measurement and/or modelling, the share of dose attributable to the sites in comparison with the natural background.

Emphasis on radio protection concerns have resulted in neglect of the evaluation of potential impacts on the public other than the radiological impact. The GEP recommends the development of an evaluation of the chemical impact on the public on the one hand, and proposes the application using a graduated approach, an evaluation of the radiological and chemical impact to the ecosystems on the other hand [Recom6]. The GEP stresses that the implementation of these evaluations presupposes a programme of relevant data-gathering, and of selection and formalization of the associated methods.

In addition the GEP notes that in the areas of uranium mining, the population generally has an increased exposure to natural radioactivity independent of the exposure arising from the former mining sites. This consequently underlines the need for adapting public health policies. GEP recommends the development of tools for surveillance and health monitoring tools and to intensify the policy for protection of the public against exposures to ionizing radiation [Recom7]. The creation of registers of potentially associated pathologies (including cancers) is an essential base for such a procedure. Additionally in these zones careful examination must be applied to water quality depending on the use, and for radon levels in any existing buildings.

D. To develop surveillance systems at the sites and the zones potentially located under their influence.

The devices deployed at certain sites within the framework of the current regulatory monitoring appear sometimes to be at odds with the requirements. It is necessary to develop the current monitoring framework so as to better adapt it to the situation whilst optimizing the methods being implemented [Recom8]. The GEP proposes an ana-

lytical process to take decisions and rank the risks, and to identify the indicators to be monitored site by site, following some work on investigation and demonstration. It will be advisable to adapt the measurement methods to match the required precision of information, and to harmonize the approach using standard monitoring plans. In addition, the GEP recommends the upgrading of the monitoring carried out by the IRSN and to encourage measurement campaigns by other laboratories.

As a complement to this monitoring based on the concentrations in the environment, the GEP recommends implementation of monitoring of the ecosystems and habitats, based on the possible effects [Recom9]. In conjunction with others responsible for the protection of nature, this work will have to be based on a knowledge of the species specific to each site or sector concerned.

E. To extend the effort of refitting in order to put in place, as of today, systems that are as robust as possible for the long term, where the risks justify it.

The existing safety systems on some sites rely on measures such as the reduction of the source and restrictions of land use; these cannot be guaranteed to operate in perpetuity. In the long term degradation of such measures may lead to impacts significantly higher than those estimated today. On the basis of this report, the GEP proposes processes to develop a realistic representation of the long-term evolution of the sites [Recom10]. These processes result from carrying out a consideration of the residue storages, but looking ahead for all of the sites which can present a risk with respect to the long run, and in integrating a more complete range of scenarios.

Taking into account the current location of the sites, there is no simple and generic solution to develop the existing systems to become significantly more robust systems with respect to the long term. The GEP has examined various options, and calls for a technical and social consideration of the situation with all of the actors in order to reinforce the long-term robustness of the systems, starting from a non-exclusive evaluation of the various alternatives [Recom11].

This consideration process should be undertaken quickly, in order to be based on the current operational capacity. The GEP recommends the specification of the decision-making process making it possible to implement in the short-term management options for the long term [Recom12]. This process will have to be based on a more complete evaluation of the medical, environmental, direct and indirect socio-economic costs and benefits and allow a balance between the short-term and long-term risks. It would be improved by being formalized in a legal document.

F. To continue the implementation of the principles of information and participation to make them the drivers of a truly sustainable management system for the sites

The efforts made so far to make up the historical deficit of information and participation must be increased to place these principles at the forefront of the future management of the sites. Initially this implies reinforcement of the collection and provision of the information relative to the sites and their monitoring, and the organisation of the archiving of the data, through the composition of the files and the compilation of information on the sites themselves [Recom13]. GEP advises that from this point of view the MIMAUSA program represents a useful asset on which such a system should be based.

The GEP considers that the participation of the local stakeholders is a powerful force to drive the long-term management and to get the work written into local project planning. Thus GEP recommends the reinforcement of the local dialogues, and in particular the role of the local Commissions of Information and Feedback (CLIS); both those already existing and others in the course of being created around the sites [Recom14]. It is necessary to give them a legal basis and to involve them more deeply through widening their missions. Direct forms of participation could also be developed to support the social debate and to sit and extend the range of control measures for use of the sites. The GEP consider that international contexte has to be taken into account and recommands exchanges with foreing countries.

Lastly, the GEP emphasizes the value in preserving the assets of the pluralist approach which have been developed through this project, and to support an increase in the competence of the CLIS and an acceptance of the work of the GEP by the national authorities involved (High committee with the transparency and information on the nuclear security - HCTISN, work group of the National plan of inventory management and radioactive waste - PNGMDR...). GEP recommends that the pluralist dialogue be extended at the local and national level and that consideration be given to the deepening of certain questions through a specific pluralist expertise [Recom15]. Such an approach will support the development of strategic elements for various issues involved in the management of the sites.

GEP's 15 recommendations for the sustainable management of the former uranium mining sites:

Institutional perspective and regulatory body	1. GEP recommends the explicit definition for the conditions stages for the transition towards establishment of a specific organisation dedicated to the affairs of former uranium mine sites.
	2. GEP recommends the continuation of the development of a modernized legal framework fully adapted to the current risks.
Knowledge of sites, studies and research	3. GEP recommends to continue and supplement the work of the census and characterization of the sites in order to have a comprehensive knowledge of the potential sources of pollution.
	4. GEP recommends development of a strategic programme of studies and research in order to strengthen the knowledge necessary for the good understanding of the processes concerned and to aid acquisition of a predictive capacity on their development.
Relevance and field of evaluation of impact, public health.	5. GEP recommends further development of the method of dosimetric evaluation that has been implemented in order to better understand the land uses would be potentially the most significant, and to enable more reliable estimation of the contribution of the mining sites to the various exposure pathways.
	6. GEP recommends strengthening of the evaluation of the chemical impacts on man and to implement, using a graduated approach, an evaluation of the radiological and chemical impacts on ecosystems.
	7. GEP recommends development of monitoring tools and health monitoring in the zones of important natural radioactivity such as the uranium-bearing areas and to intensify local implementation of the public health policies with respect to protection of the public against the exposure to the ionizing radiation.
Systems of surveillance of the sites and the environment	8. GEP recommends development of surveillance systems so as adapt them more to the current knowledge of the impacts and the risks relating to the development of the sites, also optimizing the methods of implementation.
	9. GEP recommends implementation of monitoring of the ecosystems and habitats, designed to demonstrate that the effects are weak as well on the environment as on the population.
Robustness of remediation works and long term considerations	10. GEP recommends development of a more realistic representation of the long-term evolution of the sites, whilst also broadening the field of the scenarios and sites currently being considered.
	11. GEP recommends that a technical and social consideration be undertaken of the solutions likely to reinforce, through short-term actions, the robustness of the existing systems in order to better control the long-term impacts.
	12. GEP recommends the preparation and formalization of the decision-making process to support implementation in the short-term of the long term management options.
Information and participation for sustainable management	13. GEP recommends the continuation and supplementation of the collection and the provision of the information relative to the local population and the state of knowledge of the sites, as for the monitoring installations. It also recommends that take special attention be given to the care of data files and records of information on the sites themselves.
	14. GEP recommends support for the management of the sites at the local scale, in particular by strengthening the role of the local Commissions of information and feedback mechanisms created around the sites.
	15. GEP recommends preservation of the pluralist approach which it developed through this present work. It underlines the need for maintaining a pluralist dialogue at the local and national level to reinforce the spreading of information and the follow-up of actions. Furthermore, consideration should be given to the deepening of certain questions through use of specific pluralist expertise.

Recommandations pour la gestion des anciens sites miniers d'uranium en France

Des sites du Limousin aux autres sites, du court aux moyen et long termes

Rapport final du Groupe d'expertise pluraliste
sur les mines d'uranium du Limousin (GEP)

[2] Rapport final

Sommaire

Synthèse.....	iii
Executive Summary	vii
Sommaire	3
Préambule	5
Introduction.....	9
Partie I	
Contexte institutionnel et situation actuelle	13
Chap. 1 Les anciens sites miniers d'uranium	
 dans le contexte général de l'après-mine	15
1.1. Les aléas de l'après-mine.....	15
1.1.1. Les phénomènes redoutés en général	16
1.1.2. Les facteurs influents	18
1.1.3. Les aléas généraux dans les mines d'uranium françaises.....	20
1.2. Les aléas spécifiques aux mines d'uranium	21
1.2.1. Les sources de radioactivité liées aux sites	21
1.2.2. Les éléments radioactifs et chimiques	22
1.2.3. Le rayonnement gamma	25
1.2.4. Le radon	26
1.2.5. La dimension radiologique de l'après-mine	
sur les sites miniers d'uranium	27
1.3. La prise en charge de l'après-mine	27
1.4. Synthèse et recommandations	30
Chap. 2 La gestion actuelle des anciens sites	
 miniers d'uranium	31
2.1. L'héritage de l'exploitation des mines	
d'uranium en France	31
2.1.1. Historique et situation actuelle	31
2.1.2. Bilan quantitatif et principaux sites	33
2.2. Le cadre réglementaire	35
2.2.1. Principes généraux du droit de l'environnement.....	35
2.2.2. Les principales polices applicables.....	37
2.2.3. Évolutions à poursuivre	41
2.3. La prise en charge de la situation par les pouvoirs publics ...	44
2.4. Synthèse et recommandations	49
Partie II	
Analyse des enjeux et des impacts potentiels.....	51
Chap. 3 Identification des sources et des enjeux.....	53
3.1. Les objets facteurs de risque	53
3.1.1. Les ouvrages miniers (TMS et MCO).....	55
3.1.2. Les verses à stériles	58
3.1.3. Les stockages de résidus miniers	60
3.1.4. Les matériaux réutilisés.....	65
3.1.5. Les zones d'accumulation en aval des sites miniers	66
3.2. Les phénomènes redoutés.....	68
3.2.1. L'exhalation du radon	68
3.2.2. L'émission de rayonnement gamma	69
3.2.3. La pollution potentielle des eaux	70
3.2.4. Les substances et matières susceptibles	
d'être incorporées	72
3.3. La prise en compte de la situation locale	73
3.3.1. La caractérisation du bruit de fond naturel	73
3.3.2. Le contexte physique	74
3.3.3. Le contexte humain.....	75
3.4. Synthèse et recommandations	79
Chap. 4 Surveillance autour des anciens sites miniers d'uranium ..	81
4.1. Surveillance actuelle de l'environnement.....	82
4.1.1. Auto-contrôle par l'exploitant.....	82
4.1.2. Actions de surveillance complémentaires	84

4.1.3. Forces et limites du dispositif et des résultats de surveillance actuels.....	86
4.2. Surveillance des écosystèmes	87
4.3. Surveillance sanitaire.....	88
4.4. Synthèse et recommandations	91
Chap. 5 Évaluation des impacts chimiques et radiologiques à court et moyen termes	93
5.1. Évaluation du risque environnemental	93
5.1.1. État des lieux méthodologique	94
5.1.2. Mise en œuvre d'une approche graduée sur un cas d'étude	95
5.2. Évaluation des impacts sur l'homme	99
5.2.1. Prise en compte de l'impact chimique	99
5.2.2. Pratique actuelle sur l'évaluation de l'impact dosimétrique	99
5.2.3. Approche alternative pour l'évaluation d'impact dosimétrique	101
5.2.4. Prise en compte du radon	102
5.3. Veille sanitaire	104
5.4. Synthèse et recommandations	107
Partie III Gestion à court et à long terme	109
Chap. 6 La gestion des sites miniers d'uranium à court et moyen termes	111
6.1. Vers une gestion durable des sites miniers d'uranium	111
6.1.1. L'implication des acteurs des territoires dans la gestion des sites	111
6.1.2. La prise en compte des aspects socio-économiques dans la gestion des sites	115
6.1.3. L'appui de l'expertise et de la concertation nationale	116
6.2. Les dispositifs de réduction des impacts	119
6.2.1. Les couvertures	119
6.2.2. La collecte et le traitement des eaux	121
6.2.3. Options de reprise des matériaux	123
6.2.4. Les restrictions d'accès et d'usages	124
6.3. La surveillance en tant qu'élément du dispositif de gestion	125
6.3.1. Les différentes phases de la surveillance	126
6.3.2. Analyse systématique par les arbres décisionnels	127
6.4. Synthèse et recommandations	132
Chap. 7 La gestion des enjeux à long terme	135
7.1. L'évolution des sites	135
7.1.1. La phénoménologie du système	136
7.1.2. Les aléas naturels causes d'évolution	140
7.1.3. Les perturbations naturelles et anthropiques	141
7.2. Evaluation des situations à long terme	142
7.2.1. Cadre d'analyse actuel du long terme	143
7.2.2. Réflexions sur l'évolution des systèmes	144
7.2.3. Evaluation des impacts à long terme	148
7.3. La gestion à long terme	151
7.3.1. Les enjeux de la gestion du long terme	151
7.3.2. La durabilité des mesures de réduction d'impact	155
7.3.3. La surveillance à long terme	158
7.3.4. La gouvernance	159
7.4. Synthèse et recommandations	160
Conclusions et recommandations	163
Références	175
Glossaire	177
Liste des sigles et acronymes	181
Annexe 1 - Membres du GEP et des groupes de travail	183
Annexe 2 - Liste des annexes techniques et administratives	185

Préambule

La gestion des anciens sites miniers d'uranium fait l'objet, depuis de nombreuses années, d'un débat technique et juridique nourri. Ce débat a été à plusieurs reprises alimenté par des études initiées ou produites par les acteurs associatifs. Celles-ci ont parfois conduit à remettre en cause le regard porté sur la situation des sites concernés et débouché sur des développements politiques, judiciaires et médiatiques. En 2006, en décidant la création du Groupe d'expertise pluraliste (GEP) sur les sites miniers d'uranium du Limousin, les pouvoirs publics ont souhaité disposer sur ce dossier d'un éclairage tenant compte des différents aspects techniques et reflétant les divers points de vue et sensibilités. Le GEP s'inscrit, en cela, à l'origine, dans la lignée d'un autre groupe pluraliste mis en place, dès 1997, pour éclairer les pouvoirs publics sur la question de l'impact sanitaire de l'usine de retraitement de la Hague : le Groupe Radioécologique Nord-Cotentin (GRNC).

Les travaux du GEP ont été guidés par deux lettres de mission adressées par les Ministres de l'écologie, de l'industrie et de la santé et le Président de l'Autorité de sûreté nucléaire (ASN). Avant de rappeler la nature de ces missions, de développer le contenu des travaux du groupe et de livrer ses conclusions et recommandations dans le corps du présent rapport, le GEP tient à souligner, dans ce préambule, l'originalité de sa démarche et quelques spécificités associées à son statut et son fonctionnement.

En veillant constamment à préciser et garantir les conditions de son expertise pluraliste, le GEP a en effet accumulé un retour d'expérience qu'il lui semble utile de partager. Cet éclairage est également nécessaire pour bien appréhender la nature des apports du groupe, dont il faut souligner la richesse spécifique mais aussi signaler les limites¹.

La première des spécificités du GEP tient évidemment à sa composition pluraliste, qu'il faut comprendre comme à la fois pluridisciplinaire et plurielle. Les participants à ses travaux sont des experts de disciplines scientifiques variées, venant d'horizons divers. Le GEP rassemble ainsi une palette aussi large que possible de membres issus des organismes institutionnels, du monde industriel, du monde académique mais également du monde associatif, incluant des experts étrangers.

Compte tenu de cette diversité d'origine et de compétence, le bon fonctionnement du GEP impose, dans un premier temps, de parvenir à une compréhension mutuelle des enjeux de la mission du groupe. Il est pour cela nécessaire de dépasser le positionnement et les enjeux portés par chacun des acteurs qui le composent, y compris lorsque ceux-ci s'opposent fortement à l'extérieur du groupe. Surmonter cette difficulté n'est possible que par un travail constant d'animation et une solide organisation du travail d'expertise.

La réussite repose également sur la volonté commune d'aboutir à des conclusions, sans pour autant rechercher systématiquement le consensus. Pour un groupe pluraliste, il peut être ainsi plus utile d'approfondir des points de dissensus importants, de manière à en expliciter les fondements et en explorer les conséquences que de viser l'obtention d'un consensus obérant les véritables enjeux et points de clivage

Dans le cas du GEP, l'implication des différents acteurs, dans un climat de relative confiance, a en effet permis de dépasser la confrontation de points de vue antagonistes et d'aborder les multiples interrogations suscitées par la situation des anciens sites miniers d'uranium, notamment en Limousin, pour finalement aboutir à l'élaboration de recommandations visant la gestion à court et long terme de ces sites.

Tous les membres du GEP ont pleinement contribué au travail par un fort engagement, qui s'est maintenu dans la durée. La contribution de chacun a évidemment revêtu une forme et une importance différentes en fonction, notamment, du degré de connaissance et d'appropriation du dossier ou des données dont il disposait. L'investissement des uns et des autres a également dépendu des moyens qu'ils ont pu consacrer à ce travail. Les moyens financiers accordés au GEP pour soutenir le travail d'animation et l'apport d'expertise, y compris des acteurs académiques et associatifs, se sont de ce point de vue avérés déterminants.

Deux acteurs, Areva NC en tant qu'exploitant actuel, et l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN) en tant qu'organisme public d'expertise sur ces questions ont, compte-tenu de leur statut, joué un rôle particulier en fournissant au groupe une partie importante des éléments indispensables à ses travaux. Il convient, à ce propos, de souligner la volonté de collaboration manifestée par les équipes d'Areva NC tout au long des trois années de fonctionnement du GEP. Celles-ci ont ainsi mis leurs nombreuses données de terrain et études à la disposition des experts. L'IRSN a, de son côté, fourni un appui considérable, tant en moyens administratifs et en contribuant fortement à l'animation du groupe, qu'en expertise. L'IRSN a ainsi d'une

¹ Les réflexions du GEP sur les conditions nécessaires, en interne et en externe, à la réalisation de ses missions sont retracées dans les trois rapports d'étape qui ont jalonné ses travaux. Ceux-ci contiennent, contrairement au présent rapport final, une section consacrée à l'activité du groupe. Ces rapports, ainsi que les communications du groupe, et un certain nombre d'informations connexes sont disponibles sur son site : www.gep-nucleaire.org

part, apporté aux discussions l'expertise de ses équipes et le contenu de ses productions techniques, et d'autre part, réalisé des études spécifiques en réponse à certaines questions soulevées par le GEP.

Cette ossature ne trouve un caractère pluraliste que dans l'articulation efficace avec la contribution de l'ensemble des experts, qui apporte d'autres points de vue et permet de disposer d'une compétence plus fine dans les différents domaines techniques concernés, ou encore de bénéficier de l'expérience acquise dans d'autres pays ou d'autres contextes. Cette contribution stimule également l'accès à, et la prise en compte d'un ensemble plus large de données, fournies par les membres du GEP ou recherchées à l'extérieur. Le rôle des experts associatifs a été de ce point de vue déterminant. Il a permis, d'une part, de bénéficier d'une connaissance du terrain et du contexte local qui s'est souvent avérée précieuse pour guider les discussions, d'autre part, d'élargir celles-ci au-delà du strict champ technique pour aborder les divers aspects de la problématique et restituer l'ensemble des éléments du débat. Les représentants des administrations ont, pour leur part, joué leur rôle d'observateurs avec clairvoyance, et ont contribué à enrichir les discussions en précisant les attentes et besoins concrets découlant du suivi administratif et réglementaire des sites.

Ainsi, la principale force d'un groupe d'expertise pluraliste tient dans sa capacité à mobiliser une vision globale du sujet grâce à la pluridisciplinarité des experts et la pluralité des points de vue qu'il regroupe, et à construire et restituer de façon autonome l'analyse portée par cette vision globale. Le dispositif dans lequel s'est trouvé le GEP permet d'aller bien au-delà, tant au niveau de la diversité des contributeurs que de la réalité d'une co-construction des contenus, que la plupart des groupes de travail en place. Cette force s'est notamment illustrée par la richesse des échanges qui se sont construits au fil des travaux du GEP, dont le contenu du rapport apporte un témoignage. Cette richesse est un acquis incontestable de la démarche d'expertise pluraliste.

Si la démarche d'expertise pluraliste a de ce fait un rôle essentiel à jouer dans la gestion de questions complexes, aux dimensions techniques et sociétales multiples, on ne saurait tout en attendre. Au-delà du satisfécit tiré des trois années de travaux accomplies par le GEP, son expérience a également permis de mettre en évidence certaines limites qui découlent des spécificités d'un tel groupe.

En premier lieu, le GEP ne doit pas être confondu avec une instance de concertation, au sens d'une structure qui rassemble autour de la gestion du dossier les différentes parties prenantes. Même si des acteurs représentés dans le GEP sont clairement parties prenantes au dossier, c'est au titre de l'expertise technique qu'ils apportent à l'analyse collective qu'ils y participent ; à l'inverse, des experts présents dans le GEP ne sont pas partie prenante, et des parties prenantes telles que les élus n'y sont pas représentées. Les

deux démarches sont intrinsèquement complémentaires. Aussi, comme il l'a souligné au cours de ses travaux, le dialogue avec des instances de concertation, au niveau national mais surtout au niveau local, est une condition importante pour le bon exercice d'une expertise pluraliste².

De même, le GEP n'est pas à même de mener une analyse approfondie de chaque situation ou de chaque facette du dossier. Il est par nature impossible pour un groupe d'expertise pluraliste de pousser l'analyse technique sur tous les points issus des discussions. Cette limitation, qui n'a en soi rien de spécifique à ce type de groupe, est perçue de manière plus forte compte-tenu de la largeur de vue adoptée et de la richesse des échanges. Elle résulte de l'inévitable limitation des moyens et du temps consacré aux travaux, mais également de la difficulté à réunir, même au sein d'un groupe résolument pluridisciplinaire, toutes les compétences potentiellement utiles. C'est ainsi que certains membres du GEP ont, par exemple, souligné l'intérêt qu'il y aurait eu à adjoindre au groupe des compétences dans les domaines économique, sociologique ou juridique. La question associée à la composition du groupe est d'autant plus cruciale que la mobilisation de compétences complémentaires à l'extérieur s'avère, en pratique, difficile à approfondir. Il faut également souligner que si le GEP a vocation à intégrer, directement ou indirectement, toutes les expertises utiles, les porteurs de cette expertise ne souhaitent pas nécessairement tous intégrer le GEP³.

Enfin, le GEP ne se substitue pas, sous quelque angle que ce soit, à la somme des acteurs qui le composent, chacun gardant in fine son autonomie d'interprétation et d'action. De la même façon que la mise en place d'un GEP ne suffit pas à focaliser toute l'expertise, le fait de rassembler au sein d'un groupe les principaux acteurs impliqués ne suffit pas à donner au groupe une connaissance et une compréhension fines et actualisées de chacune des facettes du dossier. Aussi, un groupe d'expertise pluraliste ne peut intégrer en temps réel l'ensemble des évolutions locales ou des nouvelles données, ni se montrer réactif pour exprimer dans les débats ou sur la scène médiatique une position commune sur des événements extérieurs. À l'inverse, chaque membre conserve sa liberté d'expression complémentaire de toute expression commune au sein du GEP.

Plus largement, il faut souligner à quel point un groupe tel que le GEP doit, tout en exerçant sereinement sa mission sur un temps relativement long, gérer continuellement une interaction avec l'extérieur. Il n'est pas facile de se positionner de manière à rester en prise avec les attentes des

2 Voir à ce sujet, notamment, la lettre adressée le 19 avril 2007 aux autorités par la première présidente du GEP.

3 Cela a notamment été le cas de la Commission de recherche et d'information indépendante sur la radioactivité (CRIIRAD), malgré différents contacts établis à plusieurs reprises dans ce sens.

différents interlocuteurs sans se laisser absorber par elles. De fait, l'évolution de la situation sur le terrain ou au plan administratif est permanente et ce n'est pas parce que les acteurs se concertent au sein du GEP qu'ils font stratégie commune. Le fonctionnement du GEP peut être ainsi perturbé par des problèmes de positionnement face à des initiatives et des demandes extérieures difficilement conciliables : autorités en attente de mesures précises et ciblées, articulation avec des actions institutionnelles en cours, spécialistes en attente de conclusions scientifiques, acteurs concernés par la gestion des sites (élus, associations), voire personnes du public concernées par des problèmes très locaux et ciblés. À l'inverse, le GEP s'est trouvé parfois confronté à des initiatives politiques ou médiatiques, en lien avec son domaine de mission, qui faisaient l'impasse sur son rôle⁴.

En lien avec les commentaires précédents, il est important de souligner que les travaux du GEP ont pris place dans un contexte où plusieurs initiatives parallèles étaient en cours pour apporter des éclaircissements sur le dossier des anciens sites miniers d'uranium. Dans le cadre de l'application de la loi de programme du 28 juin 2006 relative à la gestion durable des matières et des déchets radioactifs, le décret d'application relatif à la mise en place du Plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs (PNGMDR) a ainsi conduit Areva NC à réaliser un bilan de l'impact à long terme des sites de stockage de résidus miniers d'uranium. Dans le même temps, la question des stockages de résidus miniers est entrée dans le périmètre d'intérêt de la Commission nationale d'évaluation (CNE) ainsi que du Haut comité à la transparence et à l'information sur la sécurité nucléaire (HCTISN). La situation des anciens sites miniers a enfin donné lieu, en juillet 2009, à une circulaire commune du Ministre en charge de l'écologie et du Président de l'ASN qui définit, en lien avec les recommandations intermédiaires du GEP, les grandes lignes d'un plan d'action national.

La situation résultant de ces initiatives multiples a constitué une opportunité pour le GEP d'élargir sa réflexion et d'intégrer des données nouvelles ; mais elle a également constitué une source de perturbation indéniable pour l'avancement des travaux du GEP. L'appropriation par l'ensemble des membres du groupe du contexte et des retombées des différentes initiatives nécessite en effet un investissement important, difficilement compatible avec le calendrier fixé au GEP pour mener ses travaux.

Au final, le travail du GEP a confirmé tout l'intérêt d'une démarche d'expertise pluraliste sur un dossier tel que celui associé à la gestion des sites miniers d'uranium, pour lequel les questions scientifiques et techniques sont associées à de forts enjeux économiques et à des questions sociétales importantes. Mais il a également permis de souligner certaines limites inhérentes à ce type de démarche ; elles découlent en particulier des spécificités liées à la composition d'un groupe d'expertise pluraliste, des conditions d'accès à l'expertise extérieure ou de la multitude d'informations et d'initiatives potentiellement utiles à prendre en compte.

Il existe d'autres démarches pluralistes et/ou interdisciplinaires dans le domaine du nucléaire, où elles émergent progressivement, ou dans le domaine de l'environnement, et les réflexions du GEP peuvent certainement en compléter les enseignements. De même, les enseignements qu'il est possible de tirer de l'expérience du GEP peuvent être utiles à d'autres domaines où la radioactivité est en jeu, ou encore pour comprendre la situation des anciens sites miniers d'uranium dans d'autres pays. Toutefois de telles généralisations doivent être abordées avec précaution, car chaque dossier est spécifique.

⁴ Voir, par exemple, le communiqué du président du GEP, « Héritage des mines d'uranium en France : un groupe pluridisciplinaire et contradictoire analyse en profondeur le sujet », le 12 février 2009, suite à l'émission « Uranium : le scandale de la France contaminée » diffusée la veille par France 3.

Introduction

La mise en place du GEP a fait l'objet d'une lettre de mission des ministres en charge de l'environnement, de l'industrie et de la santé adressée à Madame Annie Sugier le 9 novembre 2005. Celle-ci lui confiait la responsabilité de constituer et de présider un groupe dont les missions seraient, d'une part, de porter un regard critique sur les documents techniques relatifs à la surveillance des anciens sites miniers d'uranium en Limousin et d'éclairer l'administration et l'exploitant sur les perspectives de gestion à plus ou moins long terme, et d'autre part, d'informer les acteurs locaux et le public de ses travaux et conclusions.

Après la démission d'Annie Sugier en avril 2007, une nouvelle lettre des ministres en charge de l'environnement et de la santé et du Président de l'ASN, a confié la présidence du groupe au Professeur Robert Guillaumont. Cette lettre, datée du 12 octobre 2007, a apporté des précisions sur les résultats attendus tout en élargissant sa mission afin de proposer une méthodologie applicable à l'ensemble des sites miniers d'uranium français⁵. La lettre fixait parallèlement une échéance de deux années pour la conclusion des travaux du GEP.

Engagés par une réunion constitutive en juin 2006, les travaux du GEP se sont achevés début 2010. Le présent rapport constitue donc l'aboutissement de plus de trois années de travail. Il fait suite à trois rapports d'étapes (décembre 2006, juin 2007 et décembre 2008) dans lesquels le GEP a déjà formulé des conclusions et exposé certaines recommandations. Comme il est souligné dans le rapport, une partie d'entre elles a été suivie d'effets, par exemple au travers d'actions mises en place au niveau local ou national au cours des dernières années.

La portée méthodologique du travail demandé au GEP s'appuie sur une démarche qui, en pratique, s'est construite en partant du particulier pour aller vers le général. Ainsi, l'analyse du GEP s'est centrée sur les sites du Limousin et plus précisément de la Division minière de la Crouzille en Haute-Vienne. Les principales réflexions menées par le GEP sur ces sites sont rappelées au fil du rapport. Bien que celui-ci cherche à toutes les étapes de caractérisation, d'évaluation et de gestion des situations à développer une méthode applicable le plus largement possible, le GEP attire l'attention sur le fait que les généralisations à d'autres sites miniers doivent être effectuées avec prudence, et tenir compte des spécificités de chaque situation.

L'historique des activités minières, l'identité des exploitants, l'ampleur des travaux ainsi que les contextes géologique et géographique peuvent en effet conduire à des différences significatives. D'une manière générale, les sites miniers de Haute-Vienne occupent une place particulière compte-tenu de la contribution qu'ils ont apportée à la production nationale. Du fait de cette importance particulière, leur situation est bien connue et leur réaménagement est généralement bien avancé.

Partir d'une connaissance avancée de l'état des lieux des sites a été déterminant pour permettre au GEP de mener ses travaux et développer une approche méthodologique. Cette connaissance permet de disposer d'une base pour poursuivre le travail accompli et aller, selon une démarche graduée proportionnée aux impacts potentiels, vers une véritable gestion à long terme de l'ensemble des sites.

Les sujets abordés forment un ensemble complexe que chaque membre du GEP, selon sa sensibilité mais surtout selon son domaine d'expertise, aborde avec un schéma de pensée différent. C'est là une source de profonde richesse pour l'analyse conduite par le GEP mais également, comme cela a été souligné dans le préambule, une source de difficulté pour restituer les réflexions et en établir une synthèse. Le plan du rapport a été construit de manière à concilier les différentes approches explorées et, ainsi, à restituer les résultats des discussions dans leur contexte ; il vise également à limiter les redondances, bien que celles-ci soient inévitables.

Le rapport retrace ainsi, en sept chapitres de longueur inégale, la progression des travaux du GEP, qui a été globalement structurée selon deux logiques :

- le découpage de l'analyse en quatre thèmes confiés à quatre groupes de travail ou GT, respectivement consacrés aux termes source, rejets et transferts à l'environnement (GT1), aux impacts environnemental et sanitaire et à la surveillance sanitaire (GT2), au cadre réglementaire et au long terme (GT3), aux mesures (GT4) ;
- l'articulation de la réflexion selon trois axes portant respectivement, en lien avec les lettres de mission, sur l'analyse de la situation actuelle, les réflexions sur la gestion à court terme d'une part et à long terme d'autre part, et les dimensions d'information et de participation.

⁵ Les différents courriers mentionnés ici sont reproduits en annexe à la fin de ce volume.

Pour faire partager une vision aussi large que possible du dossier, la structure du rapport reflète au final davantage la transversalité du travail du GEP que ces découpages. L'articulation entre les deux logiques mentionnées précédemment a été largement discutée dans les trois rapports d'étape du GEP. Ceux-ci ont rendu compte de façon complète des travaux menés par chacun des groupes de travail. La dernière phase des travaux s'est surtout concentrée sur un travail de recoupement entre les groupes et d'analyse transverse, dont ce rapport est le reflet.

La diversité des thèmes abordés conduit à l'utilisation d'un jargon technique que le groupe a cherché à réduire autant que possible. Chaque membre du GEP a, selon sa discipline ou son champ d'activité, son propre vocabulaire technique, incluant sa propre utilisation de termes d'usage plus courant. Ainsi, entre experts des mines, de l'environnement, de la sûreté nucléaire ou de la radioprotection, les échanges butent parfois sur l'interprétation de termes tels que nature, écosystème, environnement, risque ou danger, impact ou effet, source, exposition... Le GEP a été conduit à faire des choix qu'il a essayé d'explicitier lorsque c'était nécessaire et de tenir tout au long du rapport. Ces choix sont d'autant plus délicats que les termes utilisés sont parfois susceptibles de donner au discours une coloration différente. Ainsi, en guise d'éclairage sur ces difficultés sémantiques, un **encadré** est proposé, juste après cette introduction, pour retracer les discussions du groupe autour d'un des choix terminologiques les plus sensibles, s'agissant des termes pollution, marquage et contamination.

Le corps du rapport s'organise globalement en **trois parties**. La première, relative au contexte institutionnel et à la situation actuelle, replace le cas des anciennes mines d'uranium dans celui plus général de l'après-mine (chapitre 1) et dresse un panorama synthétique et factuel de la situation actuelle (chapitre 2). La deuxième concerne l'analyse des enjeux et les méthodes d'évaluation des impacts. Sous une forme analytique, elle identifie les sources et les impacts potentiels (chapitre 3), traite de la surveillance (chapitre 4) et de l'évaluation des impacts sanitaire et environnemental (chapitre 5). La troisième partie concerne la gestion à court et à long terme des anciens sites miniers d'uranium ; elle aborde deux aspects, la gestion à court et moyen termes (chapitre 6) et la gestion du long terme (chapitre 7).

Chaque chapitre se termine par une synthèse qui rassemble, hiérarchise et organise les conclusions et recommandations déclinées au fil du chapitre. La nature et l'importance de ces éléments de synthèse diffèrent d'un chapitre à l'autre en fonction du caractère descriptif ou conclusif de son contenu. Les conclusions et recommandations mentionnées au fil du texte résultent des travaux des groupes de travail, rapportées au GEP plénier. Les contributions des GT ont eu des formes diverses mais elles ont toutes été longuement discutées. Elles sont en général présentées dans le texte des chapitres avec les détails techniques nécessaires à leur compréhension et accompagnées d'éléments de contexte ou

d'illustration, afin de rendre les recommandations aussi précises et concrètes que possible.

Le GEP a élaboré ses recommandations en essayant d'éviter deux écueils. Les rendre trop précises et opérationnelles qui pourrait laisser encourir le risque qu'elles soient trop spécifiques au point de compromettre leur déclinaison à l'ensemble des sites. La nature du travail mené et les quelques situations concrètes étudiées en détail par le groupe ne permettaient de toute façon pas d'envisager l'élaboration de prescriptions techniques dont la responsabilité revient aux administrations compétentes. A contrario, donner un caractère trop généraliste aux recommandations comporte le risque de les rendre trop théoriques et vagues et, au final, difficilement applicables.

Aussi le GEP a orienté ses recommandations vers :

- l'approfondissement et le développement ponctuel, voire la généralisation, d'actions initiées dans le cadre de ses travaux ou dont il a eu connaissance ;
- la formalisation d'une démarche globale allant de la connaissance des sites et de l'évaluation de leurs impacts potentiels vers la définition des dispositifs de surveillance, d'actions de gestion et la préparation du long terme ;
- l'impulsion de l'effort public pour créer le cadre institutionnel nécessaire, engager une stratégie d'études et recherches et développer l'information et la participation pour placer les acteurs des territoires au cœur des choix de gestion.

Le rapport met ainsi en évidence au fil du texte des recommandations de nature diverse, répondant à un objectif technique opérationnel ou bien à visée institutionnelle. Elles s'adressent en priorité aux acteurs industriels et administratifs directement impliqués dans la gestion quotidienne des sites ou aux acteurs institutionnels au sens plus large. Elles intéressent plus globalement l'ensemble des acteurs concernés par ce dossier.

Le rapport se termine par un chapitre séparé de **conclusions et recommandations**. Ce chapitre tire sa matière des propositions mises en exergue au fil du rapport et des synthèses de chaque chapitre. Il les réorganise, les hiérarchise et les reformule avec l'ambition de les rendre le plus facilement exploitable et appropriable par les différents acteurs concernés. Ainsi, les recommandations, réunies en six grands thèmes, sont présentées sous forme de quinze recommandations principales avec, pour chacune, les principaux constats tirés par le GEP et le détail des propositions aussi concrètes et précises que possible qui en découlent.

Enfin, le rapport est complété par des éléments d'éclairage divers. Ces éléments comprennent une **bibliographie**, un **glossaire** de mots techniques relatifs à la radioprotection du public et aux activités minières, décliné dans une partie générique et une partie thématique, et une **liste des sigles et acronymes**. Par ailleurs, une première annexe rappelle la

liste des participants aux travaux du GEP. Elle distingue les membres du groupe plénier, les membres des groupes de travail techniques, et les experts entendus dans le cadre des travaux.

Le présent rapport s'achève par la présentation de la **liste des autres annexes**, qui constituent plusieurs volumes séparés rassemblés sur un support CD-Rom. Ces annexes sont de deux sortes. Il s'agit pour une part d'**annexes administratives**, essentiellement formées de la compilation des lettres de mission et documents de référence du GEP. L'autre partie rassemble les **annexes techniques**, qui proposent un appro-

fondissement, plus ou moins poussé selon les thématiques, de leurs travaux et de leurs conclusions. Ainsi le GT2 a rassemblé ses travaux sur l'évaluation d'impact, la veille et la surveillance du point de vue sanitaire et environnemental, aux développements méthodologiques complexes, dans un rapport technique (auquel sont annexés, pour un niveau de lecture encore plus approfondi, les rapports d'études commandées par le GEP dans le cadre de ses travaux). Les autres GT ont produit des fiches techniques, dont certaines avaient déjà été publiées dans le troisième rapport d'étape et ont pu être complétées depuis.

Vous avez dit « pollution » ? « marquage » ? « contamination » ?

Comme pour de nombreux autres mots d'usage courant, les termes utilisés pour désigner la présence hors des sites miniers de matières qui en proviennent sont employés par les experts du GEP dans des sens différents selon leur parcours individuel (spécialité, milieu professionnel ou culturel, etc.). Il est d'autant plus difficile de réconcilier ces différentes représentations que le choix des termes est dans ce cas porteur d'enjeux forts du point de vue scientifique, juridique et médiatique.

Le choix sur les termes à employer dans ce cas - en particulier ceux de « marquage », de « contamination » et de « pollution » - a fait l'objet d'une discussion récurrente au sein du GEP dont il semble utile de tracer les principaux éléments et de préciser les conclusions.

La démarche analytique, qui fait consensus et correspond à la répartition des tâches entre les deux premiers groupes de travail du GEP, impose de distinguer de façon très claire deux questions :

- *la première est de déterminer la nature et l'ampleur des transferts d'éléments présents chimiques et radioactifs sur les sites vers l'environnement. Le critère est sur ce point la comparaison de concentrations mesurées dans l'environnement sous influence des sites avec les concentrations du « bruit de fond », c'est-à-dire aux valeurs observées dans le milieu naturel dans des conditions semblables hors de l'influence des sites ;*
- *la seconde est de caractériser les niveaux d'impact associés à ces éventuels transferts, qu'il s'agisse des impacts sur l'homme ou sur l'environnement. Le critère est sur ce point la comparaison des niveaux de concentration ou d'exposition atteints avec ces mêmes niveaux définis à l'aide des seuils imposés par la réglementation.*

Dans le cadre de cette démarche, la première étape du raisonnement scientifique consiste en général à considérer les résultats de mesures de concentrations observées dans l'environnement sous influence des sites, afin d'identifier les situations où ces concentrations semblent supérieures aux valeurs mesurées dans un milieu hors influence. Un tel constat est un préalable à la suite de la démarche, qui consiste à s'interroger sur l'origine de ces concentrations (les transferts depuis les sites) et à leur gravité (les impacts dosimétriques potentiels sur l'homme et sur l'environnement).

C'est précisément pour qualifier des concentrations anormalement élevées dans le milieu naturel avant d'examiner leur origine ou leur gravité que des membres du GEP ont proposé d'utiliser le terme de « marquage ». En effet, il leur semble impossible de retenir à ce stade, où ni l'origine, ni le caractère de gravité n'ont encore été analysés, le terme de « contamination » ou de « pollution ». Ce dernier terme, dont la définition a fortement varié au cours du temps et prend des formes multiples, emporte dans la plupart des acceptions contemporaines à minima ces deux caractéristiques : une introduction dans l'environnement due à l'activité de l'homme, et une perturbation potentielle de l'environnement ou de ses usages⁶.

Cette proposition terminologique, dont le GEP a fait usage au long de ses rapports d'étape, a toutefois suscité en son sein de nombreuses questions.

⁶ On peut citer ici, par exemple, la définition issue du Code de l'environnement de « pollution » : « introduction directe ou indirecte, par suite de l'activité humaine, de substances ou de chaleur dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité des écosystèmes aquatiques ou des écosystèmes terrestres dépendant directement des écosystèmes aquatiques, qui entraînent des détériorations aux biens matériels, une détérioration ou une entrave à l'agrément de l'environnement ou à d'autres utilisations légitimes de ce dernier ».

L'emploi du terme « marquage » pose d'abord un problème en soi, dans la mesure où il est souvent employé dans le cadre scientifique avec un sens différent : un marquage peut être le résultat d'une action volontaire qui permet, par l'ajout d'un marqueur ou traceur, de suivre le parcours de certaines substances dans l'environnement (ou, dans le domaine de la médecine, dans l'organisme).

Toutefois, la difficulté principale vient de la séparation qu'il s'agit d'établir entre les usages du terme « marquage » (ou de tout autre terme ou formulation équivalent) et de « pollution ». Certains souhaitent en effet ne qualifier de pollution que les situations où un impact potentiel est avéré et justifie une action corrective, en particulier si son évaluation donne un résultat supérieur aux seuils fixés par la réglementation. Ils craignent en particulier qu'une utilisation de ce terme dans des situations non problématiques ne soit pas bien comprise du grand public et des décideurs, pouvant conduire à des actions non justifiées.

D'autres s'appuient au contraire sur l'interprétation du droit de l'environnement, qui de plus en plus détache explicitement l'utilisation du terme « pollution » de la notion d'impact, même potentiel, sur la santé ou l'environnement - distinguant par exemple récemment les « substances dangereuses » des « polluants non dangereux »⁷. Pour eux, la qualification de pollution est donc appropriée dès lors qu'un lien entre les concentrations observées et l'influence des sites est démontré, et une utilisation extensive du terme « marquage » conduit au contraire à minimiser la reconnaissance de cette situation.

Par ailleurs, la notion même d'impact pour distinguer les situations est problématique. Tout d'abord, lorsque les phénomènes en jeu obéissent théoriquement à une relation sans seuil entre l'exposition et l'impact, les seuils fixés par la réglementation définissent un impact « acceptable », voire « négligeable » mais en aucun cas nul, et les experts portent une appréciation différente sur cette situation. D'autre part, la notion d'impact doit ici être étendue, non seulement de l'homme (au sens d'un impact sanitaire) à l'ensemble de l'environnement (au sens d'une détérioration des écosystèmes), mais aussi à l'ensemble de la société (au sens d'une restriction d'usage de l'environnement).

Il existe, enfin, une difficulté sous-jacente à la notion d'« origine humaine » du phénomène. La notion de pollution ne dépend pas techniquement du caractère « naturel » ou non des substances mises en jeu et du milieu concerné, mais le sens commun oppose « pollution » et « nature ». Si l'exploitation des mines conduit effectivement à l'introduction de substances pour le traitement chimique des matières extraites ou des eaux, elle se traduit surtout par le déplacement de matières présentes à l'état naturel. Ainsi, si l'action de l'homme peut être à l'origine de concentrations d'uranium (ou d'autres éléments tels que le radium) supérieures au niveau naturel, elle est vue par certains comme un déplacement et non une introduction dans l'environnement, d'où leur difficulté à la qualifier de pollution. On dira ainsi volontiers que les eaux de Bretagne sont « polluées » en nitrates du fait de l'activité agricole, mais plutôt que les eaux de Contrexéville ou de Vittel sont « chargées » en sulfates, cette concentration étant d'origine naturelle.

Au terme de cette discussion, devant l'impossibilité de trouver un véritable consensus, le GEP s'est donné comme ligne de conduite pour la rédaction de son rapport final :

- de maintenir une distinction de vocabulaire pour décrire les situations selon l'étape où se place cette description dans une démarche d'analyse, c'est-à-dire entre une étape d'observation de concentrations supérieures au niveau attendu dans le milieu naturel, et une étape de recherche et d'évaluation sur l'origine et sur la gravité de ces concentrations,
- de ne pas utiliser, dans la mesure du possible, le terme de « marquage » pour qualifier l'observation de concentrations supérieures au niveau naturel. En l'absence de mot de substitution, on utilise selon le contexte soit des périphrases soit des mots du vocabulaire commun tels qu'anomalie,
- d'utiliser, dans la mesure du possible, le terme de « pollution » pour qualifier les situations où l'on recherche ou dispose d'une réponse sur chacun des deux critères d'origine et de gravité. On distingue entre situations éventuelles et avérées, et on introduit surtout un vocabulaire gradué, en parlant par exemple de pollution potentielle, significative, ou sérieuse, etc.

Le GEP attire en conclusion l'attention sur la difficulté à suivre de façon précise cette ligne directrice en regard des enjeux dont est porteuse l'interprétation de ses messages. Si les termes qu'il emploie sont les plus appropriés à ses yeux en regard des considérations développées ici, ils ne sauraient l'emporter sur une qualification basée, pour chaque cas concret qui le nécessiterait, sur une analyse des faits et des éléments de jurisprudence pertinents

⁷ Par exemple, dans l'arrêt du 17 juillet 2009 relatif aux mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines. L'uranium figure d'ailleurs dans la liste des substances dangereuses au sens de cet arrêt.

Partie I

Contexte institutionnel et situation actuelle

Les anciennes mines d'uranium françaises ont joué un rôle important dans le développement du programme nucléaire français, et cette dimension « nucléaire » constitue encore bien souvent le point d'entrée de toute analyse de ce dossier. D'un point de vue technique et même réglementaire, la gestion de ces sites est pourtant ancrée dans la dimension minière de cette activité.

Ainsi, l'exploitation des minerais d'uranium, comme celle d'autres substances minérales ou combustibles fossiles présentant un caractère stratégique (houille, fer, sel...), se fait dans le cadre d'une législation spécifique : le Code minier. La réglementation qui en découle, concerne l'ensemble des activités liées à l'extraction du minerai ainsi que les activités connexes, notamment de gestion des stériles miniers en verses (également appelés terrils). Une exception concerne les activités de traitement du minerai qui relèvent en général, lorsque leurs caractéristiques le justifient, de la réglementation des Installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). Celle-ci s'applique en particulier aux sites de stockage de résidus des usines de traitement du minerai d'uranium.

Sur le plan technique, les méthodes d'exploitation des mines d'uranium sont identiques aux méthodes employées pour extraire d'autres minerais, et associées en grande partie au même type de risques. Il est à noter que toute exploitation minière est une activité particulière, car elle se fait sur la base d'une connaissance géologique d'un milieu naturel qui ne peut être complètement acquise dès les premiers stades du projet ; cette connaissance s'enrichit en effet au fur et à mesure du développement de l'exploitation et le « mineur » doit ainsi s'adapter à des faits nouveaux qu'il peut ne pas avoir prévus initialement.

Les sites miniers se différencient de surcroît des installations industrielles classiques par leur périmètre, étendu et généralement complexe à définir dans certains cas, plus clairement délimité dans d'autres. Enfin, les risques ne disparaissent pas avec la fermeture de l'exploitation minière. Ainsi, les dispositions pour gérer à long terme les risques résiduels après la fermeture des mines peuvent faire l'objet

de plans de prévention spécifiques au même titre que des risques naturels.

Si de nombreuses caractéristiques des mines d'uranium les rapprochent des autres mines, elles se distinguent toutefois par la présence de matières radioactives, qui ajoute une composante spécifique aux risques à prendre en compte. Sa gestion fait appel à des réglementations - de radioprotection notamment - communes à l'ensemble des activités nucléaires.

La nécessité de prendre pleinement en compte les composantes minière et radioactive de la gestion des anciens sites miniers d'uranium, tant du point de vue technique que réglementaire, et d'assurer un équilibre dans son portage institutionnel, est au cœur de ce dossier consacré à la gestion des anciens sites miniers d'uranium. Celui-ci s'est construit historiquement, techniquement et institutionnellement d'abord comme un dossier minier, avec une composante nucléaire qui a progressivement grandi au point de prendre le pas, aujourd'hui, sur la composante minière.

La construction de cette première partie, consacrée à une analyse de la situation de gestion actuelle, reflète cette évolution. Elle part donc d'une analyse générale du contexte de l'après-mine pour montrer comment la fermeture des anciennes mines d'uranium, à la fois s'inscrit pleinement dans ce contexte et doit s'en distinguer. Elle expose dans un premier temps la *spécificité des anciens sites miniers d'uranium dans le contexte général de l'après-mine* (**chapitre 1**). Une analyse croisée des risques miniers classiques, tels qu'ils se manifestent dans les anciens sites miniers d'uranium, et des risques spécifiques à la dimension radioactive de ces sites conduit à s'interroger sur le dispositif institutionnel à mettre en place pour gérer cet après-mine particulier. Dans un second temps, elle brosse un tableau plus précis de la *gestion actuelle des anciens sites miniers d'uranium français* (**chapitre 2**). Partant de l'héritage de l'exploitation des mines d'uranium en France, elle analyse le cadre réglementaire dans lequel cet héritage s'inscrit et l'attention croissante que lui portent les pouvoirs publics.

Chapitre 1

Les anciens sites miniers d'uranium dans le contexte général de l'après-mine

Les anciens sites miniers d'uranium sont inscrits à la fois dans le patrimoine minier et dans le périmètre de l'industrie nucléaire. Ils constituent de ce point de vue, dans la gestion publique, un objet hybride auquel sont attachés à la fois des risques miniers classiques et des risques radiologiques, emportant avec eux des références réglementaires, des dispositifs institutionnels ou des préoccupations du public au moins en partie distincts. La bonne articulation de ces deux dimensions semble dans ces conditions essentielle pour aborder les différents aspects de la gestion actuelle et future de ces sites.

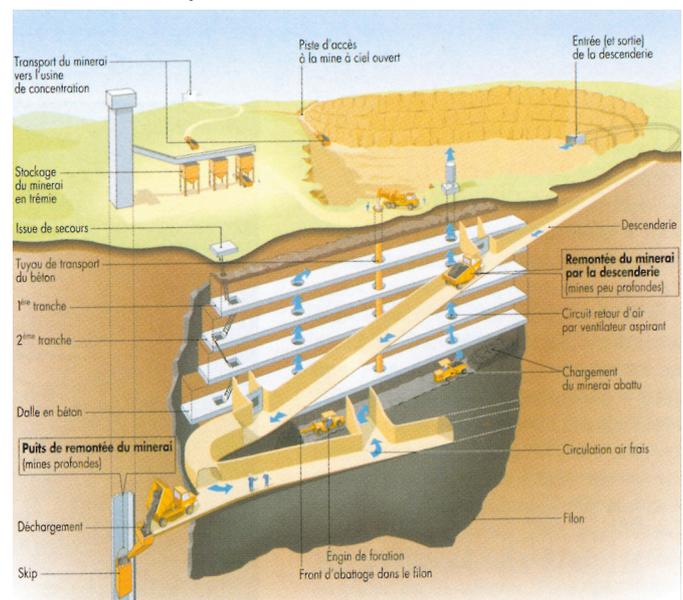
En amont d'une analyse plus concrètement tournée vers la situation actuelle des anciens sites miniers d'uranium français, présentée au [chapitre 2](#), il a donc semblé important au GEP d'aborder cette question. Il replace donc ici, avant de poursuivre une réflexion essentiellement tournée vers le volet radiologique, en accord avec sa mission, l'analyse des anciens sites miniers dans le contexte général de l'après-mine. On présente d'abord les aléas de l'après-mine en général, et la façon dont ils se manifestent dans les mines d'uranium françaises ([section 1.1](#)), puis les aléas spécifiques liés à la radioactivité présente dans ces mines ([section 1.2](#)), avant de discuter la façon dont cette spécificité est ou devrait être prise en compte dans le dispositif institutionnel de l'après-mine⁸ ([section 1.3](#)).

1.1. Les aléas de l'après-mine

Un site minier comprend toujours la mine elle-même, c'est-à-dire l'endroit depuis lequel le minerai a été extrait ; il peut s'agir d'une mine à ciel ouvert (MCO), ou d'excavations en travaux miniers souterrains (TMS), ou d'une combinaison des deux. Sur le même site, se trouvent en général des dépôts de matériaux de différentes natures : stériles enlevés

pour accéder au minerai, minerai non utilisé ou de teneur insuffisante... Après son extraction, ce minerai peut être traité sur site, voire *in situ* (lixiviation de l'uranium), ou transporté vers une usine de traitement. À chaque usine de traitement est associée une production de résidus, qui peuvent être stockés sur place ou sur un autre site.

Figure 1. Schéma de principe d'un site minier d'uranium en exploitation



Source : Areva NC

L'exploitation minière se traduit par l'enlèvement, la transformation et le déplacement de matériaux du sol ou du sous-sol, créant ainsi des modifications irréversibles. Selon l'importance du gisement exploité, des modifications plus ou moins profondes sont apportées à la topographie (excavations des mines à ciel ouvert, dépôt des verses et des terrils, affaissement de la surface du sol au-dessus de mines souterraines). Un retour à l'état initial strict s'avère donc impossible et les opérations de fermeture des mines et de réhabilitation des terrains influencés visent uniquement à favoriser l'établissement d'un état d'équilibre naturel réduisant au maximum les dangers pour l'homme et l'environnement.

Dans certains cas, les modifications apportées par l'exploitation sont telles qu'il est techniquement et écono-

⁸ Nous désignons dans ce rapport par « après-mine », l'ensemble des situations et dispositions qui suivent la fin de l'exploitation minière. Ces dispositions concernent principalement la responsabilité en matière de dommages consécutifs à l'exploitation minière et à la prévention des risques miniers, après la fin de l'exploitation.

miquement impossible d'atteindre ce but. Par exemple, les mines de charbon des grands bassins charbonniers de la Ruhr ou du Nord-Pas de Calais ont provoqué des affaissements pouvant dépasser la dizaine de mètres sur des surfaces de plusieurs kilomètres carrés. Ces modifications topographiques ne permettent plus aux eaux de ruissellement de s'écouler normalement vers des cours d'eau. Des installations de pompage sont donc nécessaires pour éviter de transformer ces régions en lacs. Ces installations devront donc en principe fonctionner de manière pérenne, aucune solution raisonnable n'existant pour « remonter » les terrains affaissés : le problème se pose de pouvoir garantir un tel fonctionnement sur le long terme. D'autres exemples d'aléas associés à l'exploitation minière sont évoqués plus loin lors de l'examen point par point des différents phénomènes possibles après l'arrêt de l'exploitation minière.

Ces différents risques, communs à l'ensemble des installations minières, ont donné lieu à la mise en place de dispositifs de gestion de l'après-mine en France. La gestion des anciens sites miniers d'uranium relève en principe de ces dispositifs mais les risques spécifiques liés à la problématique de la radioactivité, conduisent en pratique à un traitement institutionnel relativement distinct de celui appliqué aux mines en général, et aux grands héritages miniers du fer ou du charbon en particulier. Leur prise en charge repose pour certains aspects sur des dispositifs particuliers portés notamment par les autorités en charge de la gestion des risques radiologiques.

C'est dans ce contexte des risques radiologiques que la mission du GEP a pris naissance et que le groupe a concentré ses réflexions. La situation des sites miniers d'uranium vis-à-vis des risques miniers classiques n'a de ce fait pas été analysée plus avant. Il a toutefois paru pertinent d'aborder la présentation d'une approche globale du dossier par la mise en perspective des risques communs à toutes les mines et des risques radiologiques objet d'une attention particulière dans le cas des mines d'uranium françaises. Le groupe souligne ainsi la dimension minière du dossier et l'importance de prendre pleinement en compte les risques miniers classiques dans son traitement.

1.1.1. Les phénomènes redoutés

La présente section dresse un panorama des principaux phénomènes susceptibles de se produire suite à une exploitation minière en général. Ce panorama est illustré par des cas concrets et emblématiques mais qui ne sont pas nécessairement généralisables à l'ensemble des mines, ni aux mines d'uranium françaises en particulier. On conclut ce tableau général en positionnant les sites miniers d'uranium français vis-à-vis de ces risques miniers « classiques ».

● Instabilité de terrain

Les instabilités de terrain peuvent être liées aux modifications de la topographie de surface provoquées par le creu-

sement des mines à ciel ouvert (MCO), la constitution de versées et de terrils ou la réalisation de stockages, en particulier lorsque ceux-ci nécessitent la construction de digues, dont la tenue géotechnique est une question particulière. Si des pentes excessives sont données à ces ouvrages de surface, ils peuvent être à l'origine d'éroulements rocheux ou de glissements. L'intensité de ces phénomènes, ou aléas sera appréciée à partir du volume de matériaux susceptibles de se déplacer, en lien avec la prédisposition du site découlant de la morphologie de ses flancs, de la nature du matériau et de sa granulométrie, mais également de la gestion des eaux de surface (ruissellement) et souterraines (drainage) dont les effets sont souvent initiateurs du phénomène. Les opérations de réhabilitation (remodelage des pentes, végétalisation) visent à prévenir ce phénomène.

Ces instabilités au-dessus des mines souterraines sont liées à la persistance de vides après la fin de l'exploitation. Des instabilités localisées se traduisant par l'apparition en surface d'un cratère d'effondrement de quelques mètres à quelques dizaines de mètres de diamètre sont susceptibles de se produire au dessus de tout vide à faible profondeur (galerie, chantier d'exploitation, tête de filon, puits). Le phénomène est également possible au dessus d'ouvrages pentés (puits, chambre d'exploitation) remblayés, par exemple lorsque les matériaux utilisés pour les combler ont été entraînés par des circulations d'eau. La profondeur limite, au delà de laquelle ce phénomène appelé fontis ne peut plus se produire, peut être estimée à partir du volume du vide souterrain à combler et de la nature des terrains de recouvrement.

Des instabilités de terrain de plus grande étendue - pouvant affecter plusieurs hectares - peuvent se produire au dessus d'exploitations partielles par chambres et piliers. Les piliers de minerai laissés en place pour soutenir le recouvrement peuvent se rompre au cours du temps, entraînant les terrains qui les surplombent jusqu'à la formation en surface d'une cuvette d'affaissement, dépression topographique aux bords plus ou moins raides. Dans certains cas particuliers, la ruine de l'édifice minier ne se fait pas progressivement, mais revêt un caractère brutal ; l'effondrement en bloc des terrains compris entre le fond et la surface peut alors être observé en quelques secondes.

Dans le bassin ferrifère lorrain exploité sous une surface de 1 400 km², de l'ordre de 40 000 km de galeries ont été creusés. Les zones où un aléa instabilité de surface a été reconnu représentent plus de 150 km². Le comblement de l'ensemble de ces travaux est impossible. La gestion du risque associé passe alors par la mise en place de plans de prévention des risques miniers (PPRM). Ces plans visent à limiter l'extension de l'habitat dans ces zones d'aléas. Dans les zones de risque fort (aléas forts sous des bâtiments) une surveillance de l'évolution des travaux du fond est mise en place de façon à prendre des mesures de sauvegarde préventives avant que l'instabilité ne se produise en surface.

● Modification du régime hydrologique

Les travaux miniers entraînent une modification des circulations d'eaux souterraines et de surface. En cours d'exploitation, des pompages, dits d'exhaure, sont généralement nécessaires pour abaisser le niveau de la nappe d'eau afin de permettre l'accès aux travaux miniers. Ces pompages peuvent conduire à une modification du cours des rivières et à un assèchement de certaines zones. L'arrêt du pompage d'exhaure conduit à la remontée du niveau hydrostatique, ennoyant totalement ou partiellement les travaux miniers.

Lorsque l'abaissement de la nappe a été mis à profit pour une nouvelle utilisation du sol, comme par exemple l'urbanisation des zones asséchées, la poursuite du pompage peut s'avérer nécessaire au-delà de la fermeture de la mine. Lorsque l'arrêt du pompage est possible, la remontée d'eau se traduit par l'apparition de points d'émergence au niveau desquels l'eau envahissant la mine trouve ses exutoires. De plus, les travaux abandonnés, même remblayés, sont beaucoup plus perméables que le milieu naturel initial, appelé encaissant ; le niveau hydrostatique ne retrouvera donc pas exactement sa position initiale.

Les phénomènes que l'on peut redouter sont des modifications du régime des émergences qui préexistaient à l'exploitation (à la fois en termes de localisation et de débit), l'apparition de zones détrempées ou de marécages, l'inondation des sous-sols ou de points bas, la modification du régime des sources et des cours d'eau. Une inondation brutale peut résulter de l'émission soudaine d'un débit important d'eau ou de boue suite à la rupture d'un bouchon naturel ou artificiel, ou suite à l'effondrement du toit ou des flancs de la mine. Enfin, même lorsque les perturbations semblent limitées, une incertitude pèse sur l'évolution du régime hydrologique sur le site, en réaction à des modifications externes (apport d'eau lié à des précipitations importantes, modification des usages des eaux souterraines ou de surface à proximité...).

L'exemple du bassin de la Ruhr en Allemagne, où l'exploitation de plusieurs couches de charbon a provoqué des affaissements du sol pouvant dépasser quelques dizaines de mètres, montre l'importance que peut atteindre ce problème : des stations de pompage doivent rejeter l'eau dans le réseau hydrographique pour éviter que la formation de lacs n'inonde les zones habitées. En Allemagne également, Wismut, l'entité publique en charge de gérer les sites miniers hérités de l'ancienne Allemagne de l'Est, est contrainte de maintenir un pompage dans l'ancienne mine d'uranium de Schlemma pour empêcher l'eau de s'écouler par d'autres exutoires que celui où elle est actuellement canalisée et collectée pour être traitée. En Limousin, la situation est telle que les écoulements d'eau peuvent généralement s'effectuer de manière gravitaire. Cependant sur le site d'Augères, où la station de traitement est située en surplomb du bassin de collecte, une pompe de relevage a dû être aménagée pour permettre le traitement des eaux.

Des coulées de matériaux suite à la rupture de la digue d'un bassin de rétention de résidus de traitement peuvent conduire à une pollution étendue des rivières et des sols selon l'ampleur de la rupture et la nature du produit stocké. Certains stockages de résidus miniers d'uranium, comme celui de Bellezane installé au fond de l'ancienne mine à ciel ouvert, ne sont pas soumis à ce risque. Ce n'est pas le cas pour d'autres sites de stockage reposant sur des digues tel que les stockages de Lavaugrasse et du Brugeaud à Bessines ; des études spécifiques sont exigées pour évaluer la tenue géotechnique à long terme de tels ouvrages.

● Émanation de gaz

La partie non ennoyée des travaux miniers souterrains constitue un réservoir dans lequel du gaz peut s'accumuler. Ce gaz peut ensuite migrer à la surface, chassé par une élévation du niveau de l'eau, soit sous l'effet d'un tirage naturel qui s'établit entre plusieurs orifices ou, épisodiquement, par suite d'une baisse barométrique. La sortie de gaz peut s'effectuer par les orifices miniers ou à travers les fractures des terrains de recouvrement lorsqu'ils sont peu épais.

L'atmosphère minière peut contenir différents gaz qui sont soit produits au sein même des terrains puis atteignent les travaux miniers (méthane, dioxyde de carbone, radon), soit produits directement dans le réservoir par oxydation des roches constituant les parois des travaux (monoxyde et dioxyde de carbone) ou oxydation de matériaux étrangers abandonnés dans la mine (hydrogène sulfuré). Les dangers dans ce cas sont liés à la nature des gaz : asphyxie, intoxication, irradiation, inflammation ou explosion.

Ainsi, le bassin charbonnier du Nord-Pas de Calais a créé un réservoir de plusieurs millions de mètres cubes de vides interconnectés. L'ennoyage étant extrêmement lent, certaines zones ne seront remplies que dans un siècle. Pour traiter cet aléa gaz, des sondages ont été réalisés : ils évitent la mise en pression du réservoir et canalisent la sortie contrôlée du gaz. Ce traitement s'accompagne d'une surveillance de son fonctionnement et de son efficacité.

Comme pour l'eau, c'est l'augmentation de la perméabilité créée par les travaux miniers qui augmente le flux de gaz au niveau des orifices. En effet, en l'absence de ces travaux le gaz sortirait en général des terrains en un flux négligeable.

La question du radon, qui est majeure dans le cas des mines d'uranium compte tenu de la forte teneur naturelle du milieu en radium, est traitée plus loin dans la discussion des risques spécifiques à ces mines (voir [section 1.2.4](#)).

Partie I

● Pollution de l'environnement⁹

Un site minier est un ensemble plus ou moins complexe d'ouvrages miniers et de dépôts. Parmi les différents matériaux ou déchets susceptibles d'être stockés sur les sites miniers, on distingue en général :

- les minerais stockés sur place et non utilisés ;
- les stériles francs de découverte ou de traçage des accès à la mine dont la nature peut être complètement différente de celle de la zone minéralisée ;
- les stériles de sélectivité, matériaux du gisement dont la teneur a été jugée insuffisante pour un minerai marchand ;
- les résidus de traitement qui contiennent, outre les substances d'intérêt non extraites par le procédé industriel, des minéraux associés et les réactifs chimiques utilisés dans le traitement, par exemple du mercure ou du cyanure pour l'exploitation de l'or ;
- les déchets divers, gravats, fûts ou déchets métalliques issus du démantèlement des installations.

Par ailleurs peuvent se trouver sur le site des situations attachées à une activité industrielle classique, par exemple des sols pollués par les hydrocarbures (carburants et lubrifiants).

Ces différents dépôts constituent à des degrés divers des sources potentielles de pollution. L'impact sur l'environnement réellement engendré par un site minier dépend des caractéristiques de ces différentes sources et des voies de transfert de ces matières dans l'environnement. Celles-ci peuvent être :

- aériennes, via l'envol de poussières et la dispersion de gaz ;
- hydrauliques, via la pollution des eaux et éventuellement l'accumulation de substances polluantes au niveau des berges, des sédiments et des zones humides ;
- anthropiques, via la réutilisation de matériaux pour la confection de remblais, routes, bâtiments et l'utilisation d'eau sous influence des sites

Les substances potentiellement polluantes sont ainsi susceptibles d'être exportées largement en dehors du site minier et même du périmètre de la concession. Ceci a nécessité par exemple sur certaines mines métalliques (plomb, or...) françaises, la mise en place de stations de traitement des eaux

collectées pour éviter des concentrations dangereuses en métaux lourds dans l'environnement.

L'activité minière conduit en général dans les zones concernées à la manipulation et la modification d'état de quantités importantes de matériaux potentiellement toxiques. Elle se traduit ainsi globalement par une augmentation du risque de libération dans l'environnement de substances toxiques, qui peut perdurer au delà de la fermeture des sites. En effet, l'extraction du minerai proprement dit s'accompagne du dépôt en quantités beaucoup plus grandes de matériaux non employés, plus ou moins riches en divers éléments métalliques, sous des formes beaucoup plus réactives lorsqu'ils sont exposés à l'action de l'air et de l'eau que lorsqu'ils étaient dans leur contexte d'origine, en subsurface ou en profondeur. Cette situation est vraie en général pour les sites miniers et en particulier pour les sites miniers d'uranium.

1.1.2. Les facteurs influents

S'il est possible de dresser un tableau général des aléas de l'après-mine, chaque site minier est unique et doit faire, *a priori*, l'objet d'une analyse des scénarios d'évolution afin de connaître la vraisemblance et les conditions dans lesquelles chaque phénomène redouté peut se manifester. En pratique, l'importance des différents types de phénomènes varie considérablement d'un site à l'autre. Certains paramètres du site jouent un rôle majeur sur son comportement, et donc sur la nature et l'ampleur des problèmes posés à court, moyen et long terme après sa fermeture. C'est en particulier le cas pour les paramètres mentionnés ci-après.

● Contexte géologique

Le contexte géologique et hydrogéologique d'un site minier détermine ses caractéristiques mécaniques, hydrologiques ou minéralogiques et a de ce fait un rôle important vis-à-vis de l'ensemble des risques à considérer.

Ainsi, la résistance mécanique des terrains est évidemment déterminante pour la tenue des ouvrages miniers et la stabilité des terrains de surface.

La nature des roches joue également un rôle essentiel sur le risque d'émanation de gaz de mine. Le grisou est ainsi associé aux gisements de charbon ou aux terrains encaissants les minerais de potasse ou de bauxite, le radon est associé aux minerais d'uranium et de manière plus générale aux formations uranifères et notamment les terrains encaissants de certaines mines de fer.

La minéralogie est notamment déterminante pour la qualité des eaux influencées par la mine. Par exemple, l'impact d'une mine d'élément métallique sera potentiellement plus important sur ce plan que celui d'une mine de charbon. De même la présence de sulfure, tel que le sulfure de fer (pyrite) peut être à l'origine d'eaux très chargées sous l'effet de la formation de substances acides favorable à la dissolution des métaux, surtout si l'acidité créée n'est pas atté-

⁹ Le terme même de pollution, employé ici dans le sens de la loi du 30 mars 1999, fait l'objet, au sein du GEP comme dans les différentes composantes de la société, d'usages assez différents qui rendent son utilisation délicate dans le cadre d'une expertise pluraliste. Ces difficultés, et l'utilisation qui en a été retenue pour la suite du rapport, sont explicitées dans un encadré en préambule du rapport, et précisées dans le glossaire.

nuée par la présence de roches carbonatées dans le gisement.

Les contextes géologiques dans lesquels les mines d'uranium françaises s'inscrivent possèdent des caractéristiques variées, mais dans l'ensemble sont caractérisés par une minéralogie favorable, au sens où il n'apparaît pas d'association forte de l'uranium présent sur les sites exploités avec d'autres métaux lourds ou d'autres substances dangereuses pour l'homme et l'environnement, hormis les descendants de la chaîne radioactive de l'uranium, sujet sur lequel nous reviendrons. De telles associations, par exemple avec l'arsenic, sont par contre fréquemment rencontrées dans des mines d'uranium étrangères, comme sur les anciennes mines allemandes situées dans les « monts métallifères » (ex Allemagne de l'Est).

Sur le plan hydrogéologique, le contexte géologique de roches massives (cristallines ou cristallophylliennes) dans lequel se trouve le plus souvent les gisements d'uranium en France est quant à lui plutôt défavorable en terme de caractérisation de circulation des eaux souterraines, puisque ce type de roche peut présenter des zones faillées rendant difficile la connaissance exacte de la circulation des eaux.

● Gisement minier et méthode d'exploitation

La taille de l'exploitation joue de manière générale sur l'importance des perturbations induites dans le milieu, donc sur l'échelle des phénomènes redoutés.

La configuration géologique du gisement influe sur les phénomènes d'instabilité du terrain. L'exploitation de couches sédimentaires subhorizontales est la configuration la plus défavorable pour l'apparition de zones d'aléas fontis (couches peu profondes) ou d'affaissement et d'effondrement de grande extension. À l'inverse, les gisements filoniens peu épais, très pentés et avec des terrains encaissants résistants concentrent les zones de risques sur des superficies limitées, là où le filon est proche de la surface.

Sur ce plan, l'uranium se présente d'une manière générale en France dans des gisements filoniens localisés dans des roches dures. Cette spécificité conduit à réduire les risques d'instabilité qui se retrouvent limités à des situations particulières (cas d'ouvrages souterrains non remblayés à faible profondeur, souvent sur des petits sites, et cas d'affaissement des matériaux de remblai d'ouvrages jour-fond).

Les méthodes d'exploitation des mines en général, guidées par la configuration géologique du gisement, ont varié au cours du temps en fonction des moyens techniques disponibles. Si l'on s'intéresse à l'incidence de ces évolutions sur les phénomènes redoutés, il faut distinguer, d'une part les méthodes pour lesquelles les vides laissés par l'extraction du minerai ont été comblés en cours d'exploitation soit par remblayage, soit par foudroyage du recouvrement, d'autre part les méthodes laissant après arrêt des travaux des vides

miniers importants. Ces vides peuvent influencer directement l'apparition de phénomènes redoutés, tant en termes de stabilité des terrains qu'en termes de circulation d'eau et de gaz.

Bien entendu, la configuration générale des gisements et les choix d'exploitation jouent aussi sur la nature et le volume des matériaux entrant dans l'inventaire de chaque site : il s'agit ici aussi bien, par exemple des quantités de stériles francs ou de stériles de sélectivité, que de la présence associée de résidus de traitement du minerai.

Un autre paramètre déterminant de ce point de vue est la teneur des gisements. Plus un gisement est pauvre, plus les quantités de minerais à exploiter et corrélativement, les quantités de stériles produites, sont importantes. En France, les ressources en uranium exploitées l'ont été depuis des gisements de teneurs relativement faibles (de l'ordre de un à quelques pour mille, c'est-à-dire quelques kg par tonne de minerais extraits), si on les compare en particulier à celles rencontrées sur les gisements du Saskatchewan au Canada (jusqu'à plusieurs dizaines de %). Les minerais français présentent de ce fait une moindre nocivité intrinsèque mais leur exploitation a généré des quantités de déchets significativement plus importantes.

● Mesures prises à la fermeture, réaménagement

L'exploitant doit prendre à la fermeture des travaux miniers des mesures techniques permettant de supprimer ou de limiter l'impact de l'exploitation. Les actions entreprises en amont, pendant l'exploitation pour préparer la fermeture, ou dans la période qui suit immédiatement celle-ci, ont une grande importance : elles portent en effet sur les choix de conception - sur le remodelage, la gestion des eaux, les couvertures - qui conditionnent en grande partie toute la suite.

C'est l'exploitant qui propose les dispositions prévues pour la fermeture. Celles-ci doivent être approuvées par l'Etat, qui peut imposer si nécessaire des mesures complémentaires. L'importance et la qualité de ces mesures, ainsi que la qualité du contrôle par l'Etat ont beaucoup progressé depuis la fin des années quatre-vingt-dix, avec une préoccupation de plus en plus forte pour la gestion des risques résiduels. La date d'abandon des travaux est donc un facteur important à prendre en compte dans l'analyse de ces risques.

La pérennité de l'efficacité des mesures doit toutefois être appréciée tant à moyen terme qu'à long terme, ce qui peut être plus délicat. C'est ainsi par exemple que les puits de mine ont été longtemps simplement remblayés par des matériaux tout-venant, provenant souvent de la démolition des bâtiments sur le site. Un nombre important de cas d'écroulement du remblai (débouillage du puits) met en doute l'efficacité à terme de cette mesure.

● Situation socio-économique locale

La quantification des phénomènes redoutés se fait en termes d'aléa, c'est-à-dire en croisant la probabilité d'occurrence

Partie I

de ces phénomènes avec leur amplitude potentielle. L'analyse n'est cependant pas faite indépendamment du contexte socio-économique local qui peut constituer un facteur de risque supplémentaire¹⁰.

La densité de la population dans l'environnement de la mine, mais également la nature et le degré de développement des activités économiques ainsi que la demande d'espace qu'elles engendrent peuvent interférer avec les mesures de protection. Dans les PPRM, les plans réglementaires tiennent ainsi compte des enjeux actuels et futurs ; la construction dans certaines zones d'aléas sera par exemple permise, avec des dispositions techniques appropriées, dans des communes contraintes dans leur développement territorial, alors qu'elle sera interdite dans les zones d'aléas de communes pouvant se développer sur d'autres espaces.

La pérennité de certaines mesures de protection (barrières, couvertures) ne sera à terme pas sujette aux mêmes problèmes dans les régions urbaines que dans les régions rurales ou dans des réserves naturelles. On conservera *a priori* mieux la mémoire dans une zone à forte densité, mais la pression sera plus grande en faveur d'une réutilisation inadaptée ; à l'inverse, le risque d'une dégradation par le développement de la végétation ou les effets d'érosion sera plus grand dans une zone peu habitée.

Les mines d'uranium françaises sont en général situées dans des zones de relativement faible densité de population et à vocation d'abord agricole, mais qui peuvent se trouver dans un rayon de quelques dizaines de kilomètres de villes de moyenne importance, notamment des préfectures ou sous-préfectures, comme Limoges ou Lodève. Il existe de plus des cas particuliers, comme celui de Gueugnon où un site de stockage de résidus de traitement se trouve implanté en périphérie de l'agglomération. On retrouve pour certains sites une imbrication entre des zones habitées (patrimoine foncier des villages) et l'emprise des mines ; le cas de Saint-Pierre dans le Cantal constitue de ce point de vue un exemple d'imbrication forte dans ce domaine.

1.1.3. Les aléas généraux dans les mines d'uranium françaises

En résumé de ce qui a été indiqué tout au long de l'analyse objet de la section précédente, la situation des sites miniers d'uranium au regard de celle des autres sites miniers exploi-

tés en France conduit à souligner les spécificités ci-après du point de vue des aléas généraux.

Comme toute mine, les mines d'uranium sont susceptibles d'être à l'origine de risques miniers classiques. En France, même si les quantités limitées extraites sur un site donné (en dizaines de milliers de tonnes, contre des centaines de millions pour le fer et le charbon) et la dispersion des exploitations n'entraînent pas de conséquences régionales analogues à celles données en exemple ci-dessus, les effets potentiels au niveau local n'en restent pas moins importants, et doivent à ce titre être recherchés.

Pour les instabilités de terrain, la configuration géologique des gisements (en général filonien en roches dures) limite l'extension des zones concernées. Par contre la profondeur faible ou moyenne de l'exploitation et la méthode d'exploitation laissant des vides souterrains justifient l'analyse des risques de fontis et d'affaissement ou effondrement. Ces méthodes d'analyse n'ayant pas de spécificité pour les mines d'uranium, le risque d'instabilité de terrain, traité dans les dossiers d'arrêt de travaux, n'a pas été pris en compte plus avant dans les études du GEP. Il en est de même pour les instabilités qui peuvent affecter les flans de mines à ciel ouvert.

Pour les risques liés à l'hydrologie, la configuration des gisements et la topographie des sites n'ont pas, à la connaissance du GEP, conduit à des situations où la mise en place de pompes aurait été nécessaire pour éviter l'inondation à grande échelle. Par contre la pérennité des exutoires actuels et la stabilité des digues retenant des stockages de résidus sont à prendre en compte. Comme pour les instabilités de terrain, ces points ne sont pas spécifiques aux mines d'uranium et n'ont pas fait l'objet d'analyses plus poussées du GEP.

Pour les émanations de gaz, l'atmosphère des travaux miniers souterrains non ennoyés des mines d'uranium contient de l'air désoxygéné et du radon du fait de la nature géologique du gisement ; les dangers à retenir sont donc l'asphyxie et surtout la présence de radon, qui existe dans les mines classiques mais se pose de façon particulière dans les mines d'uranium. Cette question est, à ce titre, traitée dans la suite du document parmi les risques spécifiques à ces mines.

Le GEP souligne que la préoccupation liée à la présence de matières radioactives ne doit pas occulter la dimension minière des sites liés à l'exploitation de l'uranium. Si par leur taille et leur configuration, les sites miniers d'uranium en France ne présentent pas vis-à-vis des risques miniers classiques (instabilité, inondation, pollutions chimiques...) des problèmes de même ampleur que d'autres mines en France ou que les grandes mines d'uranium d'autres pays (l'Allemagne en particulier), ces risques peuvent causer localement d'importants problèmes qu'il convient d'évaluer et de prendre en compte au cas par cas dans les options de gestion des sites.

¹⁰ Le contexte socio-économique local n'est abordé ici que sous l'angle de son rôle comme facteur positif ou négatif dans la maîtrise des risques. Les aspects socio-économiques doivent également être analysés sous l'angle des conséquences potentielles d'une évolution non maîtrisée des sites : cet aspect est discuté dans les chapitres suivants, notamment au 2.3.3.

1.2. Les aléas spécifiques aux mines d'uranium

Les mines d'uranium appartiennent à la catégorie des mines métalliques ; elles sont développées majoritairement en France dans un contexte géologique cristallin, comme c'est le cas en Limousin, et plus rarement dans un contexte sédimentaire, comme dans le cas de la mine de Lodève dans l'Hérault. Dans le contexte minier en général, les mines françaises d'uranium présentent plusieurs spécificités liées à la nature des gisements et aux caractéristiques des minerais :

- les gisements d'uranium sont en général de petite dimension et répartis en de nombreux points du territoire métropolitain. Certains ont seulement fait l'objet de travaux de faible ampleur au cours des phases de prospection ;
- en milieu cristallin, les gisements se présentent généralement sous la forme de filons verticaux. Cette disposition est plutôt favorable à la stabilité des vides miniers abandonnés ;
- les minerais présentent des faibles teneurs (de 300 ppm à quelques 10 000 ppm, avec une moyenne voisine de 1 400 ppm en France, soit 1,4 kg par tonne de minerai)¹¹. Il en résulte une production importante de stériles et de résidus de traitement du minerai. Ces derniers ont été le plus souvent stockés à proximité des lieux de production pour des raisons de coût ;
- les minerais sont radioactifs et contiennent les radionucléides de la chaîne de l'uranium 238, de l'uranium 235 et du thorium 232, généralement à l'équilibre radioactif ;
- le traitement des minerais nécessite l'emploi d'acides (ou de bases en contexte géologique carbonaté) qui modifie la réactivité des résidus et en fait une source de polluants de nature chimique. Généralement effectué dans des usines, le plus souvent implantées à proximité des sites, le traitement avait pour but de séparer l'uranium, si bien que l'essentiel de la radioactivité initiale reste sur place et se retrouve dans les résidus ;
- compte tenu de leur radioactivité, les rejets liquides doivent parfois être traités par voie chimique, ce qui peut être à l'origine de l'introduction de substances chimiques supplémentaire dans l'environnement.

En complément des risques miniers classiques, les mines d'uranium présentent donc des aléas importants de nature radiologiques et chimiques. Ces aléas, sur lesquels porte essentiellement la mission du GEP, peuvent s'exprimer sous

plusieurs formes qui seront plus précisément analysés dans la suite : pollution des eaux, exposition au rayonnement gamma, exhalation de radon ou encore incorporation dans les organismes vivants de substances radioactives.

On s'attache ici à préciser, après un bref rappel sur les sources de radioactivité mises en jeu dans la gestion des anciens sites miniers d'uranium, les principaux éléments attachés à la dangerosité des éléments radioactifs et chimiques rencontrés, de l'exposition au rayonnement gamma et de l'exposition au radon.

1.2.1. Les sources de radioactivité liées aux sites

L'extraction et le traitement des minerais génèrent deux familles de déchets solides dont la toxicité radiologique et les volumes sont différents :

- les résidus de traitement miniers, qui présentent les activités massiques les plus élevées (celles des descendants des isotopes naturels de l'uranium). On distingue les résidus issus de traitement statique, à la granulométrie grossière, et les résidus issus du traitement dynamique en usine, qui présentent les activités les plus élevées et se caractérisent par une granulométrie fine ;
- les stériles d'extraction, d'activité massique plus faible, mais bien plus importants en volume. Ils se présentent sous forme de fragments de roches concassées, de granulométrie très variable mais généralement grossière.

Aux déchets précédents, peuvent s'ajouter, dans certains cas, d'autres déchets liés ou non à l'activité minière, qui ont été transportés sur les sites et stockés dans les verses à stériles ou dans d'anciennes mines à ciel ouvert.

La figure ci-après (figure 2) résume les différents objets restant en place après une exploitation minière d'uranium susceptible de constituer des sources de radionucléides vers l'homme et l'environnement, à savoir :

- les travaux miniers, souterrains (TMS) ou à ciel ouvert (MCO), qui peuvent être partiellement ou totalement remblayés par des matériaux inertes ou pouvant contenir des radionucléides en faibles teneurs (en particulier lorsqu'il s'agit de matériaux provenant du traitement du minerai comme les sables extraits par cyclonage des résidus de traitement dynamique) ;
- les verses à stériles contenant des matériaux naturels grossièrement fragmentés pouvant renfermer des radionucléides de faibles teneurs (qui peuvent toutefois abriter, ponctuellement, des stériles de sélectivité voire des minerais oubliés, de plus fortes teneurs) ;
- les stockages de résidus qui sont des ouvrages de retenue des déchets solides issus des usines de traitement du minerai et de confinement des radionucléides qu'ils

¹¹ Les teneurs de minerais de métaux rares s'expriment en général en parties par million, mesurant le rapport de masse entre le produit recherché et la totalité du minerai. Par exemple, 1 ppm signifie 1 gramme de métal pour 1 tonne de minerai.

Partie I

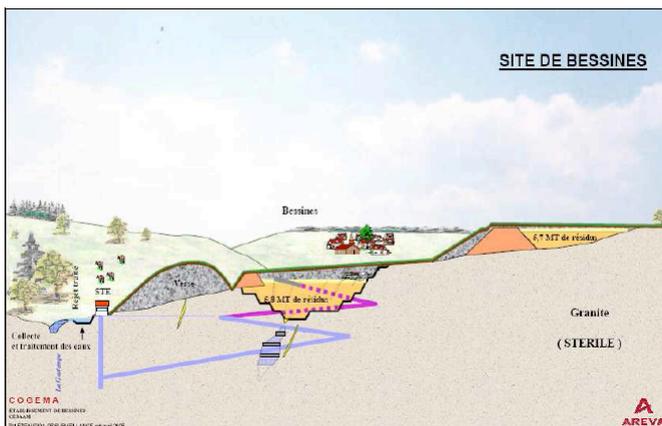
contiennent (l'essentiel des radionucléides présents dans le minerai excepté l'uranium) ;

- les différents déchets technologiques issus de l'exploitation elle-même puis du démantèlement des installations (par exemple fûts d'entreposage, gravats de démantèlement, engins de chantier, etc.). Ils sont stockés dans les ouvrages miniers (principalement en MCO, remblais et dans les verses à stériles).

Les aléas liés aux caractéristiques radiologiques des mines d'uranium dans la phase postérieure à l'exploitation dépendent principalement :

- de la gestion des déchets mentionnés ci-avant ;
- de la gestion, c'est-à-dire des contrôles et le cas échéant du traitement, des eaux souterraines et de surface qui peuvent percoler au travers des résidus de traitement, des stériles et des vides miniers résiduels,
- du contrôle des émanations de radon, en particulier au niveau des zones d'habitations exposées.

Figure 2. Schéma de principe d'un site minier après réaménagement - site de Bessines



Source : Areva NC, BDE

1.2.2. Les éléments radioactifs et chimiques

Comme indiqué précédemment, les mines d'uranium françaises se caractérisent par la faible teneur des minerais qui en ont été extraits (300 à 10 000 ppm ou gramme par tonne de minerai). Cette caractéristique induit la production de déchets (stériles et résidus de traitement) en quantité importante mais se traduit a contrario par une moindre radioactivité volumique des matériaux et déchets concernés.

● Les éléments radioactifs et les radionucléides

Tous les sols et roches terrestres présentent une activité massique de plusieurs centaines de becquerels par kilogramme (Bq.kg-1) mais des variations de 2 à 3 ordres de grandeur peuvent être observées entre un sous-sol sédimentaire et un sous-sol granitique. L'essentiel de cette radioactivité est constitué par le potassium 40 (isotope radioactif naturel de l'élément potassium¹²) et par les radionucléides des familles naturelles des isotopes de l'uranium et du thorium (²³⁸U, ²³⁵U et ²³²Th).

Les activités massiques des sols et des roches varient selon leur nature géologique. Les teneurs en potassium 40, radionucléide le plus abondant, s'expriment en pour-cent (2 à 8 % dans l'argile, 4 % dans le granit, 1,5 % dans le basalte, 1 % en terre arable), c'est-à-dire en dizaines de grammes par kilogramme, alors que c'est en pour-mille (1 ‰ = 1 kg par tonne) en ppm (en grammes par tonne) que se chiffrent les teneurs en uranium et en thorium. En France, les teneurs moyennes les plus élevées sont mesurées dans les départements du Massif Central, du fait du sous-sol granitique¹³.

Le tableau suivant (tableau 1) propose des ordres de grandeur sur le niveau d'activité en radium et d'activité totale des matières mises en jeu dans l'exploitation minière de l'uranium - minerais, résidus de traitement et stériles -, comparé au niveau d'activité moyen de grands types de roches rencontrés en France.

Tableau 1. Ordre de grandeur de la radioactivité associée à plusieurs grands types de roche, des minerais et de résidus miniers

	Activité en radium (Bq/g)	Activité totale (Bq/g)
Minerais d'uranium	10 - 70	180 - 9 000 (pour des teneurs 1 ‰ - 5 ‰)
Résidus de traitement du minerai d'uranium	10 - 70	100 - 700
Stériles de mines d'uranium	0,05 - 5	1 - 100
Roches granitiques	0,04 - 0,3	0,7 - 6
Basaltes ou certaines roches sédimentaires	0,0003 - 0,03	0,005 - 0,5

¹² La décroissance radioactive du potassium 40, donne naissance à l'argon 40, un gaz rare non radioactif présent dans l'air.

¹³ Rannou A., 1999, *Connaissances actuelles des sources d'irradiation naturelle*, Radioprotection, Vol.34, N°4.

Le tableau suivant (tableau 2) propose des ordres de grandeur sur les teneurs observées dans les sols français.

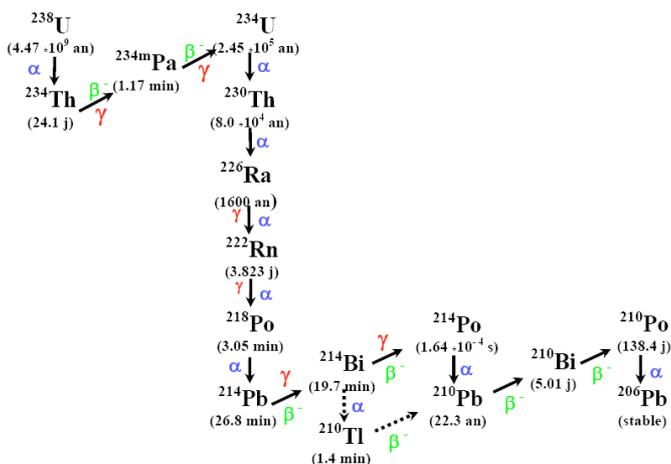
Tableau 2. Teneurs des sols et des roches en radionucléides naturels

	Potassium 40	Uranium 238	Thorium 232
Teneurs moyennes (Becquerels par kg)	400	32	28
Gamme des teneurs (Becquerels par kg)	12 à 1 570	2 à 230	2 à 190

La caractéristique principale des éléments radioactifs est de se désintégrer au cours du temps. Ces éléments chimiques se présentent sous la forme d'un ou plusieurs isotopes radioactifs appelés radionucléides. Chaque radionucléide se désintègre en produisant des rayonnements ionisants, à un rythme spécifique définissant sa période (temps nécessaire pour que la moitié d'une quantité donnée de cet isotope soit désintégrée). La désintégration d'un radionucléide produit un autre nucléide, qui peut être un isotope du même élément chimique ou d'un autre élément. Si cet isotope est lui-même radioactif, il se désintègre à son tour et une chaîne se forme ainsi, jusqu'à une étape de désintégration produisant un isotope stable. Chaque radionucléide possède ainsi une chaîne de décroissance spécifique, appelée parfois sa descendance ou famille radioactive.

La figure ci-dessous (figure 3) montre à titre d'exemple la chaîne de décroissance de l'uranium 238, isotope très largement majoritaire du minerai.

Figure 3. Chaîne de décroissance radioactive de l'uranium 238



Les différents éléments de la chaîne peuvent avoir des périodes extrêmement variables, de l'ordre par exemple de la

seconde jusqu'au milliard d'années. À l'échelle des temps géologiques, c'est le radionucléide dont la période est la plus longue qui domine la chaîne. Lorsque l'ensemble des descendants reste présent dans le minerai - on dit dans ce cas que la chaîne est à l'équilibre -, la proportion en masse de chacun des descendants est alors quasiment proportionnelle à sa période et les activités de chacun sont identiques.

Il faut ainsi bien distinguer la contribution en masse et la contribution en radioactivité de chaque isotope. En effet, chaque radionucléide a une activité inversement proportionnelle à sa période (plus celle-ci est courte, plus il se désintègre vite). À l'équilibre, chaque maillon de la chaîne a pratiquement la même contribution en activité, c'est-à-dire en termes de nombre de désintégrations par seconde ; cette activité est égale à un n^{ème} de la radioactivité totale du minerai pour une chaîne comptant n étapes.

Ainsi pour le cas de ²³⁸U, la chaîne comprend quatorze radionucléides jusqu'à un isotope stable (soit 15 descendants), qui est le ²⁰⁶Pb. Compte tenu du fait que le ²¹⁴Bi se partage entre deux descendants, on compte à l'équilibre treize autres radionucléides pour chaque atome de ²³⁸U ; la radioactivité totale liée à cette chaîne dans le minerai à l'équilibre sera donc treize fois plus élevée que la radioactivité du seul isotope ²³⁸U, sans compter la part de radioactivité due aux radionucléides issus de la chaîne de ²³⁵U et de ²³²Th. L'²³⁵U représente 0,7 % (en masse) de l'uranium total présent dans l'uranium naturel et sa part de radioactivité due à sa chaîne de décroissance est plus faible que celle de ²³⁸U. Pour ce qui est du ²³²Th, les situations sont plus variables. Certaines minéralisations riches en uranium le sont également en thorium. À la connaissance du GEP, ce n'est pas le cas pour les gisements d'uranium exploités en Limousin, comme dans le reste de la France.

Tableau 3. Activité d'un gramme d'uranium de composition isotopique naturelle

	Masse (g)	Activité (Bq)	Activité (%)
²³⁸ U	0,992739 g	12 400 Bq	48,9
²³⁵ U	0,007204 g	600 Bq	2,2
²³⁴ U	0,000057 g	12 400 Bq	48,9
NAT U	1 g uranium	25 400 Bq	100

Dans l'environnement, le comportement des radionucléides n'est pas déterminé par leur appartenance à une chaîne radioactive mais par leurs propriétés physico-chimiques : chaque radionucléide se comporte comme l'élément chimique dont il est un isotope. Les interactions chimiques, naturelles ou provoquées par l'homme, peuvent induire un comportement différentiel des différents radionucléides d'une même chaîne et ainsi « rompre la chaîne » en introduisant des déséquilibres. C'est en particulier ce qui se produit

au cours du traitement chimique des minerais, qui conduit à extraire l'uranium tout en laissant l'ensemble de ses descendants dans les résidus.

Les résidus de traitement de minerai d'uranium, qui constituent les matières les plus radioactives laissées par l'exploitation présentent une activité totale peu affectée par l'extraction de l'uranium. Le radium 226 (^{226}Ra), de 1 600 ans de période, produit par la décroissance radioactive des isotopes 238 et 234 de l'uranium naturel (^{238}U étant lui-même un descendant de ^{238}U), produit à son tour neuf radionucléides. L'ensemble composé du radium et de ses descendants pose l'essentiel des problèmes radiologiques de l'après mine. C'est plus particulièrement vrai pour le ^{226}Ra , le polonium 210 (^{210}Po) et le plomb 210 (^{210}Pb). Comme les six premiers descendants du ^{226}Ra ont une période courte, ils sont en équilibre radioactif au bout de 39 jours (en l'absence de processus naturels introduisant un déséquilibre, ce qui peut notamment se produire pour le radon qui est en phase gazeuse).

Les résidus de traitement de minerai d'uranium contiennent ainsi des radionucléides naturels qui présentent une activité totale proche de celle des minerais dont ils sont issus. La fragmentation ou le broyage des roches ainsi que les traitements chimiques, en vue de l'extraction de l'uranium ont toutefois pour effet d'augmenter significativement la surface d'échange avec l'eau ou l'air et le relâchement des substances radioactives initialement contenues dans les minerais. L'augmentation de cette surface d'échange peut, d'une part faciliter la lixiviation par les eaux souterraines ou de surface et, d'autre part, amplifier l'émanation du radon.

La nocivité des éléments radioactifs résulte des effets biologiques induits par les rayonnements ionisants émis lors de leur désintégration. Les caractéristiques (nature et énergies associées) des rayonnements émis par chaque radionucléide et le cas échéant son comportement dans l'organisme lié à sa forme chimique, définissent sa radiotoxicité. Les radionucléides mis en jeu émettent différents types de rayonnements (alpha, bêta, gamma...), plus ou moins pénétrants et nocifs. Pour les situations liées aux anciennes mines d'uranium, le risque résulte d'une exposition externe (directe) au rayonnement gamma, d'une exposition indirecte suite à l'ingestion ou l'inhalation de produits (eau, aliments, poussières en suspension...) contaminés par des radionucléides ou d'une inhalation de radon. Ces différents types d'expositions existeraient indépendamment des activités minières exercées, ces dernières induisant simplement une modification de leur intensité et de leur importance respective. Les éléments radioactifs présentent parallèlement à leur radiotoxicité une toxicité chimique. Pour l'uranium, elle s'avère plus contraignante. La concentration en uranium de $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ recommandée par l'OMS dans les eaux de boisson a été définie sur la base de la toxicité chimique de l'uranium ; Cette concentration serait environ dix fois plus élevée si elle était définie sur la base de sa radiotoxicité, ce qui signifie qu'on accepterait une contrainte dix fois plus faible.

● Les éléments chimiques

Sur le plan chimique, outre la toxicité première de l'uranium lui-même, le risque est lié aux associations minéralogiques naturelles ainsi qu'aux modifications et aux apports liés aux techniques de traitement. On peut donc distinguer les substances d'origine naturelle dont les concentrations dans l'environnement sont éventuellement modifiées par l'exploitation minière, et les substances ajoutées qui proviennent des procédés industriels de traitement des matières premières ou des effluents.

Pour ce qui concerne les substances naturelles majeures, la principale est l'ion sulfate (SO_4^{2-}) qui provient de l'altération par oxydation des sulfures présents dans l'encaissant rocheux. Ces sulfures sont notamment représentés par la pyrite (sulfure de fer), très fréquente dans les roches et particulièrement dans le granite. Le bruit de fond en ion sulfate en Limousin est de quelques mg/L, mais sa concentration peut atteindre plusieurs centaines voire quelques milliers de mg/L. L'ion sulfate est une substance indésirable dans l'eau potable au-delà de 250 mg/L. Bon nombre d'eaux minérales embouteillées en contiennent toutefois des concentrations supérieures ; ces valeurs élevées résultent de mécanismes entièrement naturels (c'est le cas des eaux de Contrexéville ou de Vittel)¹⁴. Dans le contexte minier, notons que l'ion sulfate peut être également rajouté artificiellement par le traitement à l'acide sulfurique des minerais ou par le traitement des eaux au sulfate d'alumine.

Pour ce qui concerne les éléments naturels mineurs, l'influence minière peut se traduire par une augmentation des teneurs en fluor, en manganèse, en fer et parfois en baryum et en aluminium. Les anomalies constatées sont variables et fortement influencées par le contexte géochimique local fixant les valeurs du pH et du potentiel redox ; elles compromettent rarement la qualité de l'eau vis-à-vis des normes de potabilité.

Un problème spécifique peut toutefois se poser avec le fluor, dont les concentrations locales peuvent dépasser la norme de potabilité de 1,5 mg/L sous l'effet de la dissolution de minéraux fluorés inclus dans le granite. Les éléments autres que le fer et le manganèse ne posent généralement pas de

¹⁴ Le décret du 20 décembre 2001, modifié le 27 mai 2003, fixe une limite réglementaire de 250 mg/l en ion sulfate pour les eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales. Certaines d'entre elles présentent en effet des teneurs supérieures à 250 mg/l ; elles sont pauvres en sodium et ne se prêtent pas à une consommation permanente car elles favorisent l'élimination par voie urinaire du calcium et du magnésium, ce qui est dommageable pour l'organisme. Elles peuvent toutefois être utilisées pour leur action diurétique, notamment dans le traitement des affections intestinales et hépatiques. On peut noter par ailleurs que l'OMS signale une corrosion des circuits de distribution des eaux pour des teneurs supérieures à 250 ppm.

problèmes. Le sulfure d'arsenic est souvent associé au sulfure de fer en conditions naturelles et l'arsenic peut ainsi devenir un élément préoccupant ; ce n'est cependant pas le cas dans les mines d'uranium du Limousin pour ce qui concerne les gisements d'uranium¹⁵ ; ce problème est par contre souvent associé aux gisements aurifères comme dans le cas de la mine de Salsigne dans l'Aude.

Compte tenu des procédés industriels utilisés, les éléments chimiques ajoutés à prendre en compte sont :

- le baryum et l'aluminium, introduits par le traitement chimique des eaux. La quantité de réactifs utilisée en traitement des eaux est faible (quelques dizaines de mg/L) et l'essentiel du baryum et de l'aluminium précipite à la fin du traitement. Ces facteurs sont de nature à réduire les impacts potentiels liés à la présence de ces substances dans les eaux rejetées, qui doivent toutefois faire l'objet d'une attention particulière ;
- et comme on l'a vu, l'ion sulfate présent dans les résidus issus du traitement acide des minerais. L'ion sulfate ainsi collecté dans les eaux des sites de stockage est peu affecté par le traitement des eaux. Il s'agit toutefois d'une substance considérée comme indésirable mais non toxique.

En conclusion, l'aléa lié à la présence d'éléments toxiques combine dans le cas des mines d'uranium les dimensions chimique et radiologique. La présence d'une mine d'uranium entraîne toujours un aléa d'origine radiologique. Il peut dépendre de la concentration du minerai, qui présente relativement peu de variation en France, mais il est surtout lié à la taille des gisements. Les contributeurs principaux sont le radium 226 (à cause de sa mobilité chimique entre autre) et ses descendants dont le polonium 210 et le plomb 210 (le cas particulier du radon est évoqué de manière spécifique au 1.2.4). L'aléa d'origine chimique apparaît influencé par l'environnement géochimique naturel que l'exploitation minière a perturbé. D'autres éléments chimiques peuvent être associés à cet aléa, mais le contributeur principal est l'uranium.

1.2.3. Le rayonnement gamma

Le rayonnement gamma est le plus pénétrant des rayonnements émis par les radionucléides. Contrairement aux rayonnements alpha et bêta, il se propage en dehors du sol et des roches. Compte tenu de l'atténuation d'énergie dans la matière, seule la fraction la plus énergétique des gammas (énergie supérieure à quelques centaines de kiloélectronvolts ou keV) échappe de la matière en quantité significative et participe à l'exposition externe des populations à distance. Les principaux contributeurs à cette exposition au rayonnement gamma émis par les radionucléides naturels sont : le potassium 40, le bismuth 214 (de la famille de l'uranium 238), et le thallium 208 (de la famille du thorium 232)¹⁶.

L'intensité du rayonnement gamma émergent dépend de la richesse en uranium des roches et sols affleurants et de la densité de ces derniers.

Compte tenu de l'énergie des rayonnements gamma (principalement émis par les descendants du radium 226) et de leur atténuation par le sol, seuls les 60 à 80 premiers centimètres participent à la dose mesurée par les dosimètres intégrateurs tels qu'utilisés pour la surveillance des sites. La participation des couches sous jacentes est négligeable. Dans le cas des stockages de résidus, c'est la teneur en uranium des matériaux de couverture (généralement des stériles sur deux mètres d'épaisseur ou plus) qui conditionnera l'intensité du flux de photons gamma émis par les descendants de l'uranium.

Les radionucléides artificiels issus des retombées, en France, des tirs nucléaires aériens ou de l'accident de Tchernobyl (principalement le ¹³⁷Cs, présent dans les premiers centimètres de sol) sont également présents dans l'environnement et participent à l'exposition des populations, Bien que l'origine de ces radionucléides soit anthropique, cette source d'exposition est généralement assimilée à l'exposition naturelle, par opposition aux expositions industrielles ou médicales. Elle reste négligeable devant l'exposition résultant de la présence des radionucléides naturels dans le sol et du rayonnement cosmique.

Les radionucléides artificiels issus des retombées, en France, des tirs nucléaires aériens ou de l'accident de Tchernobyl (principalement le ¹³⁷Cs, présent dans les premiers centimètres de sol) sont également présents dans l'environnement et participent à l'exposition des populations, Bien que l'origine de ces radionucléides soit anthropique, cette source d'exposition est généralement assimilée à l'exposition naturelle, par opposition aux expositions industrielles ou médicales. Elle reste négligeable devant l'exposition résultant de la présence des radionucléides naturels dans le sol et du rayonnement cosmique.

● Les débits de dose annuels moyens mesurés en France

En France, des mesures « intégrées », effectuées à l'aide de dosimètres intégrateurs du type thermo luminescents, ont été effectuées dans une soixantaine de départements, totalisant plus de 6 000 points de mesure¹⁷. Les valeurs de débits de dose horaire dans l'air, déduits de ces mesures,

¹⁵ En Limousin, la présence d'arsenic n'est en effet pas nulle puisque 1,2 % des habitants de la région est alimenté par une eau présentant plus de 13 microgrammes d'arsenic par litre, pour une limite réglementaire fixée à 10 µg/l. Des interdictions temporaires de consommation de l'eau ont ainsi dû être ponctuellement prononcées. Ce problème concerne toutefois des zones sans rapport avec l'activité d'extraction de l'uranium situées au sud de Limoges.

¹⁶ Les énergies gamma principales de ces radionucléides sont respectivement : pour le potassium 40, 1,460 MeV émis à 11 % ; pour le bismuth 214, 0,609 MeV à 45,5 %, 1,120 MeV à 14,9 %, et 1,765 MeV à 15,3 % ; pour le thallium 208, 0,861 MeV à 12,5 % et 2,615 MeV à 99,8 %.

¹⁷ Rannou A., 1985, *Contribution à l'étude du risque lié à la présence du radon-220 et du radon-222 dans l'atmosphère des habitations*, mémoire de Thèse.

Partie I

s'échelonnent entre quelques nanograys par heure ($\text{nGy}\cdot\text{h}^{-1}$) et $295 \text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$ avec une valeur moyenne de $60 \text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$ pour la France entière. Les doses mesurées ne sont toutefois pas dues au seul rayonnement tellurique (provenant de la teneur en substances radioactives des sols et des roches), car les détecteurs intègrent également le rayonnement cosmique.

Les valeurs moyennes les plus élevées ont été obtenues dans les départements du Massif Central. Dans le Limousin, les débits de dose moyens, en extérieur, sont d'environ $120 \text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$, soit 1,1 milligray par an. La valeur mesurée pour une personne vivant 80 % du temps (7 000 h/an) dans une habitation sera supérieure à la valeur obtenue à l'air libre, car à l'irradiation du sol, il se rajoute dans ce cas l'exposition aux rayonnements émis par les matériaux de construction (de l'ordre de 20 %).

Pour tenter d'évaluer la dose efficace reçue par un habitant (en $\text{nSv}\cdot\text{h}^{-1}$) à partir du débit de dose mesuré dans l'air (en $\text{nGy}\cdot\text{h}^{-1}$), il faut introduire un facteur de conversion. On utilise pour calculer une valeur enveloppe un facteur de 1, mais pour tenir compte du facteur d'atténuation de la peau, certains auteurs proposent un coefficient égal à 0,7 nSv/nGy . La dose efficace sera donc voisine de 0,9 à 1,1 mSv/an .

En conclusion, la présence d'une mine d'uranium s'accompagne systématiquement d'un aléa spécifique lié au rayonnement gamma. Celui-ci dépend essentiellement de la teneur en uranium des matériaux et roches affleurant la surface. Les expositions associées doivent toutefois être replacées, pour les régions concernées, dans un contexte d'exposition globale liée à la richesse naturelle des sols et des matériaux de construction.

1.2.4. Le radon

Le radon est un gaz radioactif incolore, inodore et ubiquitaire produit au sein des familles de l'uranium 238, l'uranium 235 et du thorium 232. Les trois isotopes du radon correspondants sont respectivement ^{222}Rn , ^{219}Rn et ^{220}Rn . Le radon se trouve ainsi naturellement dans l'environnement lié à l'uranium présent dans la croûte terrestre. Il est donc davantage présent dans les zones où le sous-sol est riche en uranium.

Dans le cadre de l'exploitation de mines d'uranium, le ^{222}Rn , du fait de sa période importante devant celles des deux autres isotopes (respectivement 3,82 jours contre 3,96 et 55,6 secondes) et de son abondance, est à considérer prioritairement. En effet, sa période lui permet de parcourir dans le sol des distances plus importantes et de se répandre dans l'air, avant de se désintégrer (en donnant des radionucléides fils qui se présentent sous forme solide et se fixent rapidement sur les aérosols en suspension dans l'air).

Ce phénomène de transfert du radon vers l'atmosphère peut être amplifié par la déstructuration du sol et du sous-sol sous

l'effet de l'exploitation minière. Le flux du radon exhalé dépend en effet, comme le rayonnement gamma, de la teneur en uranium mais aussi de la présence de failles et de l'importance de la fracturation des roches et de la perméabilité des sols. Dans le cas des couvertures de résidus, réalisées avec des stériles (de deux mètres d'épaisseur ou plus), le flux de radon sera donc influencé par des facteurs tels que la granulométrie de la roche constituant la couverture.

● Les effets du radon sur la santé

L'inhalation du radon et de ses descendants, provoque une irradiation alpha interne du poumon qui a conduit depuis plus de vingt ans, sur la base des données tirées du suivi des travailleurs des mines d'uranium, à classer cet élément comme cancérigène avéré pour l'homme (en 2001 Classement CIRC). Il en résulte que le transfert de radon depuis les sites miniers vers les populations constitue un risque sanitaire potentiel qu'il convient de considérer.

La contribution éventuelle du radon issu des sites miniers vient dans tous les cas s'ajouter à une exposition d'origine naturelle. On trouve en effet du radon 222 partout où il y avait, et où il y a encore de l'uranium, c'est-à-dire à la fois dans les résidus de traitement du minerai, et dans les stériles, mais aussi dans les zones proches des mines, et plus généralement dans les zones uranifères non exploitées.

Le radon étant un gaz, il est susceptible d'être plus rapidement dispersé à l'air libre que dans les bâtiments. Ainsi, en matière d'exposition au radon, il n'y a pas que la contribution du sous-sol qui compte. Très souvent, c'est l'occupation des bâtiments qui apportera la contribution majeure à l'exposition des personnes. Si les calculs d'exposition du public au radon domestique supposent une présence des personnes durant 80 % du temps dans des bâtiments (7 000 h/an), l'exploitation des données statistiques¹⁸ montre que la population française passe en moyenne 92,6 % de son temps à l'intérieur de bâtiments (8 100 h/an). L'augmentation de ce temps de séjour augmente à la fois l'exposition gamma (matériaux de construction) et l'exposition au radon qui est généralement plus élevée dans un milieu fermé.

Ainsi, les risques d'exposition au radon issu des anciennes mines d'uranium potentiellement les plus élevés correspondent au cas où du radon d'origine minière peut migrer jusqu'à l'intérieur de bâtiments, en particulier d'habitations. Cela peut notamment être par exemple le cas pour des bâtiments localisés sur des zones affectées par des fracturations, au dessus de galeries de mines peu profondes. Les caractéristiques du bâtiment, telles que l'existence ou non d'un vide sanitaire, d'espaces non ventilés, d'une cave ou

¹⁸ Beaugelin-Sellier et al., 2002, Base de données CIBLEX.

d'un puits d'alimentation en eau interne jouent un rôle important.

● L'importance du radon dans les habitations françaises

Le passage de l'activité volumique du radon à une valeur d'exposition, exprimée par la dose efficace qu'elle entraîne, s'obtient par le calcul et non par la mesure. Il est nécessaire, pour conduire ce calcul, de faire des hypothèses (temps de séjour, équilibre entre le radon et ses descendants) et de connaître le facteur qui permet de traduire l'activité inhalée ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$) en termes de dose efficace à l'organisme entier (mSv).

La teneur moyenne pondérée en radon dans les habitations en France, déduite des mesures effectuées par l'IRSN¹⁹, est égale à $63 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Les teneurs les plus élevées sont mesurées en Corrèze. Au niveau départemental, les moyennes arithmétiques brutes varient de $22 \text{ Bq}/\text{m}^3$ à Paris à $263 \text{ Bq}/\text{m}^3$ en Corse-du-Sud. En pondérant les valeurs de mesure par le taux d'habitation, les saisons et les types de logement du département considéré une nouvelle fourchette de variation est obtenue : $19 \text{ Bq}/\text{m}^3$ à Paris à $297 \text{ Bq}/\text{m}^3$ en Lozère.

En conclusion, la présence d'une mine d'uranium s'accompagne systématiquement d'un aléa lié à la présence de radon. Celui-ci dépend essentiellement de la teneur en uranium des matériaux et roches présents à la surface ou en sous-sol, et des conditions de diffusion de ce gaz vers l'air libre et plus encore à l'intérieur des bâtiments. Les expositions associées doivent toutefois être replacées, dans les régions concernées, dans un contexte d'exposition globale liée à la richesse naturelle des sols et des matériaux de construction.

1.2.5. La dimension radiologique de l'après-mine sur les sites miniers d'uranium

Les sites miniers d'uranium présentent, en complément des caractéristiques classiques de sites miniers et des aléas associés sur les sols et les eaux, une spécificité liée à la présence de l'uranium et de ses descendants. La nature radioactive des matières mises en jeu engendre des aléas liés à leur dispersion (qui se combine alors avec un aléa lié à la toxicité chimique de certaines d'entre elles), au rayonnement gamma qu'elles produisent et au gaz radon qu'elles exhalent.

Le retrait de l'uranium via l'exploitation minière ne fait pas disparaître ces aléas. D'une part, l'extraction du minerai ne

visé que les parties les plus riches. En effet, les stériles extraits pour exploiter le minerai et stockés en vrac sur les sites, et plus largement les roches environnantes présentent des concentrations en uranium jugées certes insuffisantes du point de vue économique, mais supérieures aux teneurs moyennes de roches caractéristiques du sous-sol français. D'autre part, le traitement du minerai n'extrait que l'uranium, laissant dans les résidus l'ensemble des descendants radioactifs de ses isotopes tant pour ce qui concerne la famille de l'uranium 234 que pour celle de l'uranium 238. Ainsi, la grande majorité de la radioactivité concentrée sur les sites miniers d'uranium demeure sur les sites d'extraction et de dépôt des résidus et des stériles, même après l'exploitation.

À l'inverse, l'exploitation des sites renforce ces aléas. Les processus utilisés conduisent en effet à diverses transformations du milieu (fracturation des sols, écoulements d'eau...) et des matières (concentration en surface, modification de la granulométrie...) qui constituent des facteurs favorables à la dispersion des matières sous forme de poussières ou par lixiviation dans les eaux, à l'augmentation du rayonnement gamma en surface et à la libération de radon.

Cette situation justifie la mise en place sur les sites de dispositifs spécifiques de surveillance et de protection (comme les couvertures et le traitement des eaux) qui doivent, selon les caractéristiques des sites, être maintenus et conserver leur efficacité pendant mais aussi après l'exploitation. La nécessité de renforcer et de maintenir certains de ces dispositifs pendant le réaménagement et au-delà, pour des périodes éventuellement très longues compte tenu de la durée de vie des matières radioactives concernées, constitue un volet spécifique dans la gestion de l'après-mine en général.

Le GEP souligne que la présence de matières radioactives est source d'aléas spécifiques aux mines d'uranium. Ces aléas se manifestent par la dispersion potentielle de substances radioactives, par l'exposition au rayonnement gamma et par la présence renforcée de radon. Les risques correspondants demeurent après la fermeture des sites et justifient la mise en place de dispositions spécifiques dans le cadre de la gestion de l'après-mine, en lien avec les dispositifs de gestion des risques radiologiques en général.

1.3. La prise en charge de l'après-mines

La fin de l'extraction minière et la disparition progressive des opérateurs miniers ont ouvert en France une nouvelle période : celle de l'après-mine. Jusqu'à la fin du XXème

¹⁹ Billon S. et al., 2004, *Evaluation de l'exposition française à la radioactivité naturelle*, Radioprotection, Vol. 39-2, pp 213-232.

Partie I

siècle la gestion des dommages qui pouvaient survenir après la fin de l'exploitation minière n'était pas prise en compte par la réglementation française. Suite à plusieurs sinistres miniers survenus notamment en Lorraine, dans le bassin des anciennes mines de fer, une loi votée en 1999²⁰ suivie de décrets d'application (29 mai et 16 juin 2000) a prévu différentes dispositions nouvelles pour assurer la maîtrise de l'urbanisme (plans de prévention des risques miniers) et permettre l'indemnisation des sinistrés (création d'un fonds d'indemnisation, procédure d'indemnisation par l'Etat des victimes de dommages immobiliers liés à l'activité minière). Diverses dispositions législatives rendent l'Etat garant des dommages causés par l'activité de l'exploitant lorsque celui-ci est défaillant ou disparaît, et lui confient la responsabilité des installations et équipements nécessaires à la prévention et à la sécurité.

Cette nouvelle situation a conduit à des modifications récentes du Code minier, au travers notamment de la loi du 30 mars 1999, qui introduisent des dispositions générales en matière de gestion de l'après-mine. Ces dispositions sont de trois ordres :

- des dispositions techniques permettant de limiter les risques : dans le cas où il n'existe pas de mesures techniques raisonnablement envisageables pour atteindre un état permettant « d'oublier » qu'une mine a été exploitée, l'exploitant met en place des moyens, en particulier de surveillance permettant de réduire les risques importants pour la sécurité des biens et des personnes. Les mesures visées concernent les installations hydrauliques et celles destinées à prévenir les risques d'affaissement ainsi que d'accumulation de gaz dangereux. À la fin du titre minier, l'exploitant transfère les installations hydrauliques à l'Etat (ou aux collectivités locales pour certaines) après avoir versé une somme, appelée « soulte », correspondant au coût estimé des dix premières années de fonctionnement de ces installations (article 92 du Code minier). La responsabilité de la surveillance est également transférée à l'Etat à la fin de la validité du titre minier (article 93 du Code Minier) ;
- l'information du public et les limitations d'usage : des Plans de prévention des risques miniers (PPRM) peuvent être mis en œuvre par les préfets pour délimiter les zones exposées aux aléas, les faire connaître (enquête publique), et définir des prescriptions d'urbanisme voire des restrictions d'usage nécessaires pour ne pas y augmenter le risque. Ces modalités sont largement inspirées des Plans de

prévention des risques naturels (PPRN)²¹. Tous les types d'aléas sont concernés, notamment de façon explicite :

- l'instabilité de terrains (affaissements, effondrements et fontis),
- les émanations de gaz,
- les inondations (causées par les ouvrages),
- la pollution des sols et des eaux,
- et l'émission de rayonnement ionisant²².

Après son adoption, le PPRM s'impose au Plan local d'urbanisme (PLU). Si des risques menacent gravement la sécurité des personnes, les biens menacés peuvent être expropriés lorsque cette solution est moins coûteuse que les moyens de sauvegarde et de protection des personnes ;

- la création d'organismes publics dédiés à l'après-mine : deux organismes ont été créés par l'Etat. Depuis 2002 GEODERIS, groupement d'intérêt public entre le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) et l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS), assure l'expertise, en particulier la réalisation des cartes d'aléas en vue des PPRM et la reconnaissance des risques miniers. Depuis 2007 un département spécifique du BRGM, le Département prévention et sécurité minière (DPSM), assure les opérations de mise en sécurité et l'exploitation des installations de prévention et de surveillance (stations de relevage des eaux, digues, stations de pompage ou de traitement des eaux...) dont la responsabilité a été transférée à l'Etat.

La prise en charge de l'après-mine d'uranium se distingue en pratique du cadre général de l'après-mine pour suivre une logique différente. Cette situation trouve sans doute son origine dans la convergence de plusieurs facteurs. L'un d'entre eux est la difficulté particulière à mener une réflexion publique sur ce sujet compte tenu de l'extrême sensibilité politique et médiatique du débat plus large sur le nucléaire en France. Un second facteur tient à l'existence d'un opérateur unique et pérenne, au sens où son activité industrielle ne s'est pas arrêtée avec la fermeture des mines, et qui plus est, est majoritairement détenu par l'Etat. Ainsi, le réaménagement et la mise en place des dispositifs de surveillance se sont effectués dans le cadre réglementaire et institutionnel issu de l'exploitation des mines, sans devoir

²⁰ Loi n°99-245 du 30 mars 1999 relative à la responsabilité en matière de dommages consécutifs à l'exploitation minière et à la prévention des risques miniers après la fin de l'exploitation.

²¹ Les PPRN ont été créés par la loi du 2 février 1995 et renforcés par la loi du 30 juillet 2003. Ils ont pour objectif de maîtriser l'urbanisation dans les zones à risques prévisibles (inondation, aléa sismique) et de réduire la vulnérabilité des populations et des biens existants.

²² Outre la prise en compte spécifique de ce risque dans le cas des mines d'uranium, l'exposition aux rayonnements ionisants se rencontre également dans d'autres mines, du fait de la radioactivité naturelle des sols, et particulièrement des dégagements de radon.

recourir à un dispositif après-mine au sens où il a été développé pour les autres secteurs miniers.

La nécessité de donner à l'action de réaménagement des anciens sites miniers d'uranium une perspective institutionnelle claire avait pourtant émergé dès 1993, dans un rapport public qui examinait pour la première fois de façon globale cette problématique²³. Mais la réflexion sur la préparation du transfert de responsabilité de l'exploitant vers les pouvoirs publics pour la gestion à long terme des sites n'a pas véritablement été poursuivie. Or, la situation sur laquelle peut s'appuyer cette perspective institutionnelle risque de se dégrader avec le temps.

En premier lieu, la situation actuelle repose sur une forme de bonne volonté de l'opérateur Areva NC, qui tend à remplir un rôle qui dépasse ses strictes responsabilités d'industriel : c'est le cas, par exemple, lorsqu'il se charge d'opérations d'inventaire ou de caractérisation - voire d'interventions - sur des situations résultant indirectement de l'exploitation minière mais pour lesquelles sa responsabilité réelle est difficile à établir ou sur des sites dont il n'est pas concessionnaire.

Ce positionnement d'Areva NC, et sa présence même comme opérateur des sites, peuvent être remis en question à tout moment. Ainsi, si le système offre un certain confort, il n'apporte aucune garantie dans la durée. Certains signes suggèrent d'ailleurs que cette solution est déjà en train d'évoluer ; jusqu'à ces dernières années, il était courant de considérer que l'ensemble des sites miniers d'uranium français était aujourd'hui sous la responsabilité d'Areva NC du fait des rachats successifs par le groupe (ou ses prédécesseurs CEA et COGEMA) des opérateurs miniers indépendants. Le travail d'inventaire approfondi en cours conduit à l'émergence progressive de situations « orphelines », où il apparaît que des sites ont été exploités par des sociétés jamais entrées dans le giron d'Areva NC. Ce constat démontre la nécessité de ne pas s'enfermer dans une image de maîtrise, par l'intermédiaire d'Areva NC, de l'ensemble des situations rencontrées sur le terrain.

Une ligne claire doit être tracée pour faire respecter la responsabilité d'Areva NC dans le réaménagement et la gestion actuelle des sites reconnus à sa charge, sans l'engager dans une mission de service public sur d'autres sites et à long terme, qui n'est pas la vocation d'un opérateur au statut de société commerciale. Il convient donc, afin de sécuriser la situation à moyen terme, de fixer rapidement les conditions à atteindre pour le transfert de la gestion des sites vers une entité publique.

Il ne s'agit pas de forcer cette transition, ou de l'accélérer à tout prix mais, acceptant l'idée que cette évolution est inéluctable, de l'anticiper et de la préparer en s'appuyant sur les points de force du dispositif actuel, notamment la présence d'Areva NC, avant qu'ils ne deviennent des points de faiblesse. L'établissement d'une perspective précise, fixant notamment les orientations et le calendrier des étapes à franchir en vue de ce transfert, est de nature à impulser une dynamique utile. Un point important sera de définir au plus vite la nature de l'entité publique chargée de la reprise des sites, afin de l'associer à la préparation en amont du transfert. Le cadre mis en place dans le domaine de l'après-mine, mentionné précédemment, fournit une base naturelle pour cela et conduirait à désigner le BRGM/DPSM comme étant l'entité concernée. Une autre option, évoquée dans les rapports publics successifs sur le sujet, conduirait à rechercher du côté de l'Andra un rôle particulier.

La présence sur les anciens sites miniers d'uranium de stockages de résidus de traitement crée en effet une situation particulière qu'il faut pleinement prendre en compte. Ces stockages font l'objet d'une gestion particulière au sein de l'héritage minier d'uranium. Comme déjà indiqué, ils relèvent, contrairement aux autres ouvrages dérivant de l'exploitation minière, de la réglementation des ICPE ; ils sont par ailleurs assimilables, sans réelle restriction, à des stockages de déchets radioactifs sur lesquels il pourrait être tout aussi naturellement envisagé que l'Andra exerce une responsabilité. A ce titre de stockage de déchets radioactifs, ils sont ainsi pris en compte, pour ce qui concerne leur gestion à long terme, dans le Plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs (PNGMDR) institué par la loi de 2006²⁴.

Le dispositif à mettre en place pour l'après-mine d'uranium devra définir l'articulation, en terme de tutelles, d'entité(s) publique(s) et de responsabilité, entre les dispositions propres à ces stockages et celles qui relèvent de l'après-mine en général.

Le GEP constate que le dispositif institutionnel mis en place pour encadrer la gestion de l'après-mine en France ne couvre pas ou mal les risques spécifiques attachés aux anciens sites miniers d'uranium, et qu'il n'existe pas de dispositif public consacré à ces risques spécifiques. Si cette situation s'explique historiquement par les contextes différents dans lesquels la prise en charge de ces dossiers par les pouvoirs publics a dû se construire, elle n'offre pas la visibilité et les garanties nécessaires à la bonne gestion future de l'héritage des mines d'uranium françaises.

²³ F. Barthélémy, A. Combes, 1993, *Déchets faiblement radioactifs - 1^{ère} partie : stockage de résidus de traitement de minerais d'uranium*, Conseil général des Ponts et Chaussées.

²⁴ Loi n° 2006-739 du 28 juin 2006 de programme relative à la gestion durable des matières et déchets radioactifs.

1.4. Synthèse et recommandations

Le GEP souligne la nécessité de construire, à partir du cadre existant, un dispositif institutionnel spécifiquement dédié à la gestion des anciens sites miniers d'uranium. Ce dispositif devra prendre pleinement en compte la nature des risques spécifiques attachés à ces sites, tout en poursuivant les efforts sur les risques miniers classiques qui doivent être pris en compte dans les options de gestion. Cela est d'autant plus important que ces risques se posent, pour les mines d'uranium, dans des dimensions moindres que sur d'autres mines, et que l'attention sociale et politique se concentre sur les risques radiologiques. En particulier, ce dispositif devra assurer un équilibre entre :

- une continuité avec le dispositif institutionnel existant de l'après-mine, inscrivant pleinement la gestion des anciens sites uranifères dans le contexte minier,
- une cohérence, pour la gestion de la dimension spécifique liée à la présence de matières radioactives, avec les dispositifs existants dans le domaine nucléaire.

La situation actuelle est caractérisée par la présence d'un opérateur unique chargé de maintenir les moyens de surveillance et de protection là où les autorités le jugent nécessaire, y compris parfois sur des sites qui ne relèvent pas strictement de ses responsabilités. Le GEP souligne que cette situation ne peut être considérée comme pérenne, et qu'un transfert de la gestion des sites vers la puissance publique doit être préparé en conformité avec les principes généraux de l'après-mine.

Il est fondamental, pour engager dès que possible un processus de transition maîtrisée, de clarifier les rôles et de donner une perspective institutionnelle claire, sans décharger l'exploitant de sa responsabilité ni se reposer sur sa capacité opérationnelle actuelle pour le charger indéfiniment d'une mission publique.

Le GEP recommande de définir explicitement les conditions et les étapes de la transition vers un véritable cadre institutionnel dédié à l'après-mine uranium. Ce travail devra tenir compte des risques spécifiques attachés à l'exploitation de l'uranium et des atouts qu'offre la situation actuelle. Il devra pour cela conduire à :

- préciser au plus tôt l'entité publique, existante ou à constituer, qui sera responsable à terme de la gestion opérationnelle des sites. Cette entité devra être associée sans attendre aux réflexions actuellement en cours, afin de tirer le bénéfice de l'implication actuelle de l'exploitant et réaliser le transfert des compétences et des connaissances dans les meilleures conditions ;
- fixer un calendrier aussi réaliste que possible, établissant les grandes étapes et le terme de la période de transition. Le processus ainsi fixé devra garantir le respect par l'exploitant actuel de ses responsabilités et distinguer les situations auxquelles il est possible d'apporter des solutions à brève échéance de celles nécessitant des processus plus complexes et approfondis ;
- adapter les exigences techniques à respecter en vue du transfert de gestion et de responsabilité de l'exploitant vers l'entité publique, et les modalités de financement associées. Dans ce but, les conditions selon lesquelles seront déclinés voire complétés les dispositifs prévus par le Code minier devront être précisées ;
- déterminer la place spécifique dans ce dispositif de la gestion des stockages de résidus. Il s'agira notamment d'assurer la cohérence entre le cadre général de gestion à long terme des déchets radioactifs dont elle relève et le dispositif après-mine.

Chapitre 2

La gestion actuelle des anciens sites miniers d'uranium

Les mines d'uranium françaises présentent la double caractéristique d'une grande dispersion dans leur répartition géographique et leur configuration (taille notamment) et d'une relative centralisation de leur gestion tout au long de l'histoire de leur exploitation, dans le cadre du programme national de développement du nucléaire bâti autour d'un opérateur principal (le CEA puis COGEMA et aujourd'hui Areva NC). L'exploitation de ces mines, qui s'est étalée sur une cinquantaine d'années, laisse un héritage complexe dont la gestion progresse par étapes.

Après cessation des activités, les sites miniers ont fait l'objet de réaménagements plus ou moins poussés, sous le contrôle des autorités administratives et dans cadre réglementaire en vigueur à l'époque. L'objectif de ces réaménagements était d'assurer la sécurité, de limiter les impacts sur l'homme et l'environnement et de faciliter leur intégration paysagère. Dans un certain nombre de cas les réaménagements ont également visé à permettre l'installation de nouvelles activités sur les sites.

Le rapport s'attache dans la suite à illustrer l'ampleur et les spécificités de l'exploitation d'uranium en France, dont un bilan quantitatif est présenté (section 2.1), puis à balayer le cadre réglementaire dans lequel la réhabilitation des anciens sites miniers d'uranium s'inscrit (section 2.2). Les grandes étapes de cette réhabilitation jusqu'aux actions les plus récentes engagées par les pouvoirs publics et par l'exploitant y sont en particulier précisées (section 2.3).

Toutefois, il ne s'agit pas dans le cadre de ce rapport de proposer un tableau détaillé - que le lecteur trouvera dans différents documents cités en références - mais de fournir les éléments d'information pertinents pour poursuivre la réflexion sur la gestion actuelle et future des sites.

2.1. L'héritage de l'exploitation des mines d'uranium en France

La première étape d'une analyse de la gestion actuelle des anciens sites miniers d'uranium est la connaissance générale de leur situation. Cette étape est d'autant plus importante que l'héritage de cette activité industrielle se caractérise en France par la grande dispersion et l'hétérogénéité des sites. Dans cette partie, il est présenté, à travers un rapide histo-

rique et un tableau de la situation actuelle, un bilan quantitatif très général sur les matières et les sites qui constituent cet héritage.

Un focus est proposé sur la Division minière de la Crouzille, autour de Bessines en Haute-Vienne, qui constitue par bien des aspects le cœur de l'activité minière d'uranium en France et le terrain d'essai des développements actuels sur la gestion à court et moyen terme des sites. C'est notamment à partir de l'analyse technique des sites compris dans cette zone que le GEP a développé l'approche qu'il propose aujourd'hui d'appliquer à l'ensemble des sites français.

2.1.1. Historique et situation actuelle

Le développement de l'exploitation de l'uranium, dernière née des industries minières en France, a démarré après la seconde Guerre Mondiale dans un contexte politique de reconstruction. La volonté de reconquérir une indépendance nationale a fait de l'uranium un vecteur essentiel pour un programme d'armement nucléaire tout d'abord, puis de développement du nucléaire pour la production domestique d'électricité. L'extraction de l'uranium a comme l'ensemble de ce programme été confiée à l'origine au Commissariat à l'Énergie Atomique (CEA), créé à cet effet en 1945.

La prospection du territoire français a débouché rapidement sur les premières découvertes de gisements importants - la mine Henriette dans le Limousin en 1948 et les Bois Noirs dans les Monts du Forez en 1954. Ces découvertes ont à leur tour orienté les recherches vers l'ensemble des massifs granitiques (Massif Central et Massif Armoricain). L'extension des recherches à des régions géologiquement différentes a permis par la suite quelques découvertes supplémentaires, par exemple dans l'Hérault. A la fin des années soixante, les principales divisions minières de la Crouzille dans le Limousin, de Vendée dans l'Ouest, du Forez et de l'Hérault avaient été créées et mises en exploitation par le CEA, et progressivement, plus ou moins localement par d'autres producteurs (filiales de compagnies publiques ou compagnies privées).

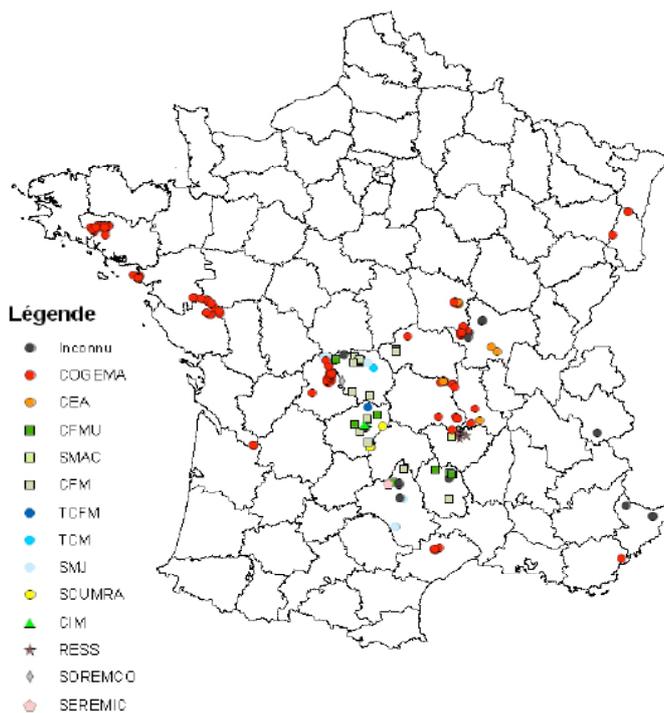
Après son apogée dans les années quatre-vingts (1988 fut l'année record avec 3 420 tonnes d'uranium extraites en France, soit 5,6 % de la production mondiale estimée à

Partie I

61 000 tonnes), les contraintes économiques et l'épuisement des gisements ont mis fin à l'extraction de l'uranium naturel en France dans les années quatre-vingt-dix. Comparés aux ressources en uranium d'autres pays auxquels la France avait alors accès via ses entreprises publiques (Gabon, Niger, Canada, Australie...), les gisements français étaient relativement petits et assez pauvres en uranium. La mine de Jouac en Haute-Vienne, dernière exploitation française, a été fermée en 2001. Bien que le cours de l'uranium ait connu au cours des dernières années des évolutions à la hausse significatives pouvant modifier le seuil de rentabilité d'exploitations aux teneurs rencontrées en France, aucune reprise de l'activité minière d'uranium n'est envisagée à court ou moyen terme sur le territoire national.

Pendant un demi-siècle, l'exploitation des ressources en uranium aura permis l'extraction de 52,5 millions de tonnes de minerai pour une production totale de 76 000 tonnes d'uranium environ.

Figure 4a. Répartition des sites miniers d'uranium en France par exploitant

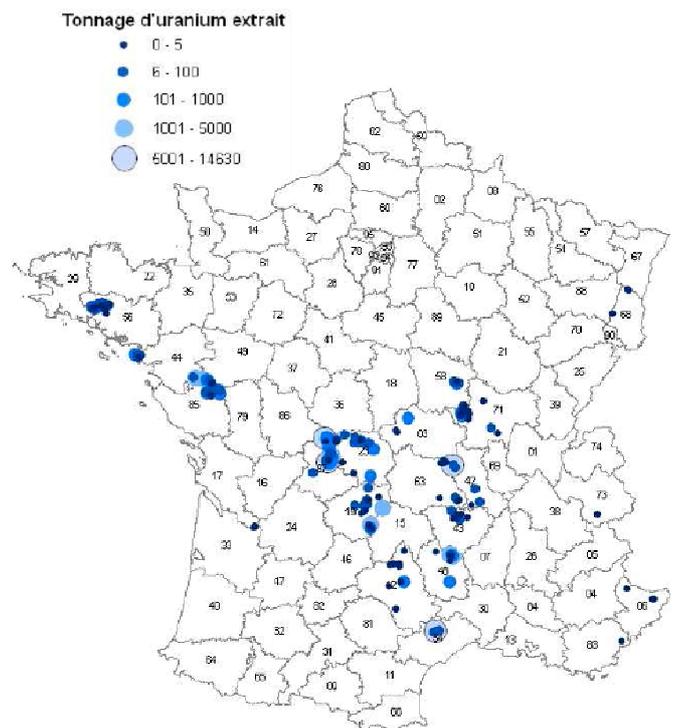


Source : IRSN, Mimausa, 2009

La France se situait ainsi lorsqu'elle a cessé sa production, en 2001, au 10^{ème} rang des pays producteurs d'uranium dans le monde²⁵. Malgré la poursuite de la production dans de nombreux pays, la France reste huit ans après cet arrêt au 11^{ème} rang mondial²⁶. L'uranium qui a été extrait en France représentait 3,3 % de la production cumulée d'uranium dans le monde fin 2008, estimée à plus de 2,3 millions de tonnes²⁷.

En France, plus de 210 sites miniers, couvrant 25 départements et huit régions administratives, ont été, à des degrés divers, mis en exploitation (figure 4). À titre de comparaison, l'Allemagne, où la production a pratiquement cessé également, a produit 220 000 tonnes d'uranium. Cette production s'est principalement concentrée sur un ensemble de cinq sites tous situés dans les deux Etats de Saxe et de Thuringe.

Figure 4b. Répartition des sites miniers d'uranium en France par tonnage d'uranium extrait



Source : IRSN, Mimausa, 2009

²⁵ Derrière, dans l'ordre : le Canada, les Etats-Unis, la Russie (ex-URSS), l'Allemagne (Ouest et Est), l'Australie, l'Afrique du Sud, le Kazakhstan, la République Tchèque et le Niger.

²⁶ La France a été dépassée par la Namibie, quatrième plus gros producteur mondial en 2008 derrière le Canada, le Kazakhstan et l'Australie, et devant la Russie, le Niger et l'Ouzbékistan.

²⁷ Pour les données sur l'uranium dans le monde, source WISE Uranium Project, basées sur les données de l'OCDE et de la World Nuclear Association.

Les minerais ont été traités dans des usines, situées en général sur les plus grands sites - huit au total - ou par lixiviation dite « en tas » (lixiviation statique). Les résidus du traitement ont été stockés dans des ouvrages aménagés sur ou à proximité des sites d'extraction.

Hormis un nombre limité de sites devenus aujourd'hui orphelins (nombre estimé actuellement entre une et quelques dizaines), la grande majorité des sites a progressivement été rassemblée sous la responsabilité du CEA d'abord, puis de sa filiale industrielle COGEMA (Compagnie générale des matières nucléaires) à sa création en 1976, et enfin d'Areva, créée par la fusion de COGEMA avec d'autres activités nucléaires en 2001. Cet acteur industriel, qui a été historiquement le principal exploitant des mines d'uranium françaises (figure 4), reste aujourd'hui présent comme exploitant au sens juridique, via sa filiale Areva NC (Areva Nuclear Cycle), sur la totalité des sites où un opérateur demeure.

La fermeture progressive des mines a conduit à des travaux de réaménagement, d'ampleur variable selon les sites et selon l'appréciation du niveau de risques miniers et de l'impact potentiel de chaque site. Les sites les plus importants, incluant les sites de stockage de résidus et les principales mines, ont fait l'objet d'actions spécifiques postérieures à la fermeture. Dans certains cas, ces actions ont été accompagnées du maintien d'une capacité opérationnelle. Il s'agit notamment de poursuivre la collecte et le traitement des eaux s'échappant des anciens ouvrages miniers lorsqu'elles présentent des concentrations trop importantes en éléments radioactifs pour être rejetées en état. Sur d'autres sites, c'est une simple surveillance réglementaire qui a été mise en place. De nombreux sites, jugés sans enjeu à l'époque de leur fermeture, ont été fermés sans que ne soient mises en place d'actions spécifiques ni de surveillance particulière. La réalisation de bilans de fonctionnement et les opérations mises en œuvre dans le cadre de MIMAUSA visent à vérifier la nature des enjeux associés à l'ensemble des sites miniers, y compris ceux pour lesquels aucune surveillance n'a été jugée nécessaire. Sur d'autres, une surveillance a été effectuée puis interrompue à l'issue de quelques années de fonctionnement sur la base des résultats obtenus.

La région du Limousin, et plus particulièrement la Division minière de la Crouzille en Haute Vienne, occupe une place centrale dans l'histoire des mines d'uranium en France. Elle est à la fois la région où la première mine (Henriette) a été ouverte, et celle où la dernière (Jouac) a été fermée. Elle a concentré à elle seule 46 % de la production française. La Division minière de la Crouzille apparaît au premier plan dans l'effort de réhabilitation, tant du point de vue des initiatives prises par les pouvoirs publics (depuis 2005 tout particulièrement) que compte tenu du choix d'Areva NC d'y établir, à Bessines-sur-Gartempe, le siège de son activité de réaménagement des mines.

En résumé, huit années après la fermeture de la dernière mine d'uranium, l'héritage de cinquante années d'exploitation minière de l'uranium en France aboutit à une situation contrastée. Les volumes de matières importants générés par cette activité - résidus et stériles - sont stockés sur des sites nombreux et dispersés ; une partie des stériles a de plus pu être réutilisée hors des sites. Les sites présentent eux-mêmes une grande variété dans leurs caractéristiques et leur taille. Ils ont en revanche été pour la plupart regroupés sous la responsabilité d'un opérateur unique, aujourd'hui Areva NC.

L'effort de réaménagement à la fermeture des sites a porté prioritairement sur les sites jugés d'importance. La région du Limousin, autour de la Division minière de la Crouzille, occupe une place centrale dans cet héritage et dans l'effort de réaménagement qui se poursuit.

2.1.2. Bilan quantitatif et principaux sites

L'exploitation des mines d'uranium a concerné en France de nombreux sites, répartis sur différentes zones. L'inventaire des sites miniers d'uranium établi par l'IRSN pour le compte du MEEDDM (inventaire MIMAUSA) distingue ainsi 23 zones minières (figure 5), dont les plus importantes sont celles de la Crouzille (Limousin), du Forez (Loire) et de Vendée (Pays-de-la-Loire).

Figure 5. Carte des principales zones et sites miniers d'uranium en France



Source : WISE-Paris d'après ANDRA (Inventaire, 2009), IRSN (MIMAUSA, 2008), Areva NC (BDE)

La Division minière de la Crouzille

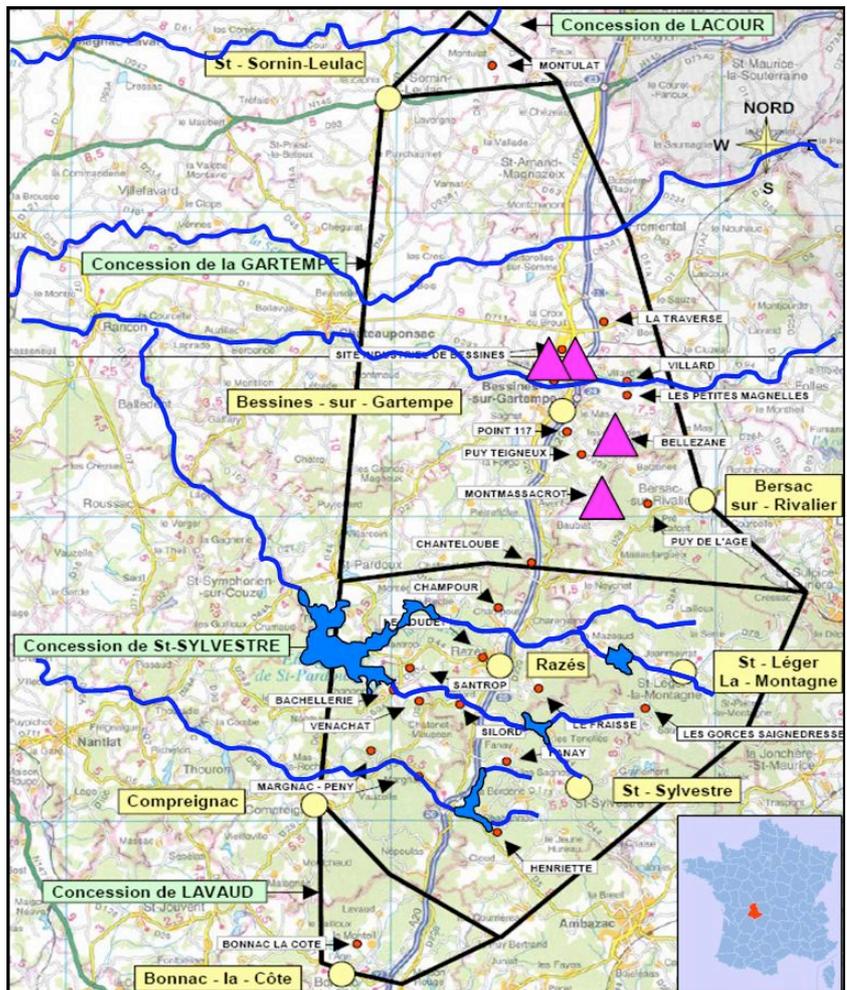
Située en Haute-Vienne au cœur du Limousin, la Division minière de la Crouzille est historiquement et quantitativement la plus importante zone de production d'uranium en France. La Division, qui compte 24 sites répartis sur sept bassins versants (figure 6), a produit au total 23 000 tonnes environ d'uranium, soit 30 % de la production française.

Cette production a généré 58 millions de tonnes de stériles environ, soit une moyenne de 2,69 tonnes de stériles par tonne de minerai, inférieure à la moyenne française. Ces stériles sont stockés en verses sur les sites ; une fraction a été réutilisée soit par l'exploitant minier, soit par des opérateurs externes, par exemple sur des chantiers de génie civil (travaux routiers...). L'essentiel des résidus de traitement, soit 22 millions de tonnes (résidus de traitement dynamique et statique), est stocké dans quatre stockages dédiés répartis sur trois sites (Bessines, Bellezane et Montmassacrot).

Cette division minière, qui a été le siège des premières extractions d'uranium en France et abrite aujourd'hui sur le site de Bessines, le service d'Areva NC chargé de la réhabilitation des sites, s'est également trouvée en pointe des premiers efforts de réaménagement et des questions qu'ils ont pu soulever, y compris dans des développements médiatiques et contentieux.

La Division minière de la Crouzille a été la première à faire l'objet, à la demande du Préfet du Limousin, d'un bilan de fonctionnement sous forme d'un Bilan décennal environnemental (BDE) dont l'IRSN a été chargé d'effectuer la tierce expertise. Le GEP, dont la mission incluait une participation au pilotage de cette tierce expertise, a centré ses travaux sur l'analyse technique des sites de la Crouzille avant d'élargir sa réflexion pour viser une généralisation à l'ensemble des sites français.

Figure 6. Carte des sites de la Division minière de la Crouzille



Source : Areva NC (BDE)

Au total, environ 200 millions de tonnes de stériles ont été extraits pour 50 millions de tonnes de minerai traité (soit en moyenne 4 tonnes de stériles par tonne de minerai extrait). En moyenne 9 tonnes de stériles sont produites par tonne de minerai dans les mines à ciel ouvert, contre 0,65 tonne de stériles par tonne de minerai dans les travaux miniers souterrains. Les stériles sont généralement mis en verses de taille très variée sur les sites d'extraction et ponctuellement réutilisés pour les travaux d'aménagement ou de réaménagement des sites. Une part a également pu être réutilisée en dehors des sites, pour des remblais routiers par exemple.

Une partie des stériles a de plus été réutilisée en remblais pour des travaux d'aménagement ou de construction dans les régions des sites.

Ces 50 millions de tonnes de minerais ont été traitées dans huit usines (~ 32 millions) ou par traitement en tas sur les sites (~ 18 millions) pour extraire 76 000 tonnes d'uranium, soit une moyenne de 1,5 kg d'uranium par tonne de minerai traitée. La quantité de résidus produits est équivalente à celle des minerais traités. L'essentiel de ces résidus est stocké aujourd'hui dans 17 ouvrages répartis sur 16 sites.

Ces stockages sont de volumes très variables, allant de 4 000 tonnes (Teufelsloch, en Alsace) à plus de 12 millions de tonnes (Bessines, en Limousin), et se présentent sous différentes formes (bassins aménagés, MCO comblées, etc.). Les résidus de lixiviation statique ont été utilisés pour la confection des digues et en première couche de couverture au contact des résidus de traitement dynamique. Une partie des sables cyclonés issus du traitement dynamique a également été utilisée en remblayage hydraulique de certaines galeries minières et la confection de digues.

2.2. Le cadre réglementaire

La fermeture de sites industriels s'exerce en général selon des dispositions fixées par le cadre réglementaire qui a régi leur exploitation. Ces dispositions sont plus ou moins élaborées selon les domaines d'activité et la persistance d'enjeux de maîtrise des impacts et des risques au-delà de la fermeture des installations. Elles peuvent également évoluer, en fonction notamment du retour d'expérience, mais aussi de l'évolution générale du droit. Les polices applicables aux différents secteurs d'activité - dites polices sectorielles - s'exercent en effet toujours de façon croisée avec des polices d'application générale - dites polices transversales - telles que les réglementations sur l'eau, sur la santé ou sur les déchets. Enfin, les dispositions fixées au niveau national évoluent en constante interaction avec les principes fixés par le droit européen, dont elles doivent transposer les directives et règlements, et avec l'application concrète qui en est faite au niveau local par des arrêtés préfectoraux. L'ensemble de ces dispositions trouvent leur place au sein des principes généraux du droit de l'environnement

2.2.1. Principes généraux du droit de l'environnement

La gestion des anciens sites miniers d'uranium est un sujet de nature environnementale. Entre gestion de l'après-mine, protection des eaux et de la santé humaine, elle se situe au cœur de la décision publique dans le domaine de l'environnement.

Dès 1976, la loi relative à la protection de la nature²⁸ vient inscrire dans le droit français quelques principes généraux d'action publique dans ce domaine. Ces principes généraux sont au nombre de cinq : le principe de précaution, le principe de prévention, le principe pollueur-payeur et les principes d'information et de participation. Avec la codification du droit de l'environnement en 2000, ces principes se retrouvent à l'article premier du Code de l'environnement (article

L110-1). Depuis 2005 et l'adossement de la Charte de l'environnement à la Constitution française, ces principes ont été élevés au rang constitutionnel.

● Le principe d'information et sa mise en œuvre

Le principe d'information est inscrit à l'article L110-1 du code de l'environnement, en lien avec le principe de participation. Avec la loi n° 78-753 du 17 juillet 1978 modifiée, qui a instauré le droit d'accès aux documents administratifs, le principe d'information du public a fait l'objet de diverses mesures destinées à améliorer les relations entre l'administration et le public et de diverses dispositions d'ordre administratif, social et fiscal. Ces mesures ont été complétées dans les articles L124-1 et suivants du code de l'environnement, par des dispositions qui permettent à toute personne du public d'accéder aux informations environnementales.

Dans le domaine qui nous intéresse, l'information concerne à la fois la localisation des anciens sites miniers et leurs impacts sanitaires et environnementaux actuels, mais également les projets de décisions publiques conduisant à assurer leur gestion à long terme.

Un travail de collecte et de mise à disposition de l'information sur la localisation des différents sites miniers en France a récemment été mené à travers la réalisation de l'inventaire MIMAUSA (Mémoire et impact des mines d'uranium : mémoire et archive). Dans sa mise en œuvre, l'information concernant l'état de l'environnement a progressé en lien avec les demandes de l'administration et notamment la réalisation des bilans de fonctionnement depuis 2005. Ces actions des pouvoirs publics se sont poursuivies avec la publication en juillet 2009 de la circulaire commune de l'Autorité de sûreté nucléaire et du Ministère de l'écologie²⁹ portant sur la gestion des anciennes mines d'uranium. Cette circulaire fixe des orientations dans les domaines de la surveillance des sites, de leur impact environnemental et sanitaire, de la gestion des stériles miniers, de l'information et de la concertation avec le public.

● Le principe de participation

En lien étroit avec le principe d'information, puisque le Code de l'environnement comme la Charte les lient au sein d'un même article, le principe de participation commande d'associer le public, le plus en amont possible, à la prise de décision publique en matière d'environnement. Il est notamment la traduction des engagements internationaux pris par la France dans la Convention d'Aarhus signée le 25 juin 1998 et relative à l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement. Ce principe de participation présuppose que le public puisse avoir accès à une information préalable

²⁸ Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976.

²⁹ Circulaire DGPR/SRT/MSNR/SN/2009-132 du 22 juillet 2009.

Partie I

complète afin de prendre la mesure de la question à aborder.

Aujourd'hui assurée au travers d'instances locales comme le CODERST et les CLIS ou lors d'enquêtes publiques, la participation reste insuffisante dans le domaine des mines d'uranium. Les difficultés pour faire fonctionner ce type d'instance sont sans doute à rechercher dans l'insuffisance de l'information préalable et dans le crédit encore faible accordé à ces instances.

● Le principe de prévention

Ce principe est défini à l'article L110-1 du Code de l'environnement, qui appelle à appliquer « *le principe d'action préventive et de correction, par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, en utilisant les meilleures techniques disponibles à un coût économiquement acceptable.* » Le principe de prévention commande que face à un risque prévisible et identifié d'atteinte à l'environnement, des mesures soient prises pour prévenir, c'est-à-dire éviter, la réalisation de cette atteinte.

En lien avec sa principale traduction opérationnelle qu'est l'étude d'impact, prévenir signifie « supprimer, réduire, et si possible compenser » les atteintes à l'environnement. Il est important de souligner que la compensation n'intervient dans l'esprit des textes qu'en dernier ressort, là où toute mesure de suppression ou de réduction de l'impact est impossible. De même, le principe de prévention privilégie une action à la source plutôt qu'au niveau des effets.

La prévention s'intéresse aux effets sanitaires, mais aussi environnementaux. Ce dernier aspect reste insuffisamment intégré aux options de gestion mises en place, mais il trouve aujourd'hui une place croissante dans la prise de décision. Cet aspect est d'autant plus important que la prévention dans ces deux domaines ne conduit pas nécessairement aux mêmes options. Une mesure de réduction de l'impact sanitaire peut par exemple avoir des conséquences environnementales.

Le principe de prévention appliqué à la gestion des sites miniers d'uranium doit également être analysée au regard des enjeux identifiés à long terme. Ce sont en effet les impacts à long terme qui vont être recherchés. Ici encore, les solutions visant à prévenir les impacts à court, moyen et long terme ne sont pas nécessairement les mêmes, et des arbitrages peuvent être nécessaires.

● Le principe de précaution

Il existe des situations où la connaissance n'offre pas une base suffisante pour la décision. Le premier alinéa de l'article L110-1 introduit un guide pour l'action, complémentaire du principe de prévention, qu'il définit comme « *le principe de précaution, selon lequel l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommages*

graves et irréversibles à l'environnement à un coût économiquement acceptable. »

Au terme de ce principe, l'absence de certitudes scientifiques, compte tenu des connaissances du moment, ne doit pas conduire à l'inaction. Autrement dit, il s'agit de mettre en œuvre des dispositifs de prévention, même en l'absence de certitudes scientifiques, dès lors que l'impact potentiel peut être grave et irréversible.

Ce principe relativement nouveau n'a pas explicitement guidé les actions mises en œuvre jusqu'ici dans la gestion de l'après-mine d'uranium. Sa mise en œuvre, dont la responsabilité revient aux pouvoirs publics, devrait se traduire par un effort d'identification des sujets réellement soumis à de telles incertitudes afin de diligenter les études scientifiques contradictoires nécessaires pour éclairer la décision et prendre, à titre de précaution, les mesures préventives appropriées.

● Le principe pollueur payeur

Le troisième alinéa de l'article L110-1 du Code de l'environnement complète les principes guides pour la gestion en introduisant « *le principe pollueur-payeur, selon lequel les frais résultant des mesures de prévention, de réduction de la pollution et de lutte contre celle-ci doivent être supportés par le pollueur.* »

Ce principe est parfois simplifié dans son acception la plus commune : celui qui pollue doit payer la dépollution. Cette définition se distingue de l'esprit du principe qui se révèle en réalité comme un principe préventif plutôt qu'un principe de réparation.

Aujourd'hui, la principale question posée est l'application de ce principe pour le juste financement de la gestion à long terme des anciens sites. Cette question renvoie à l'éventuelle mise en place, à l'image de ce qui est développé dans d'autres domaines, d'un principe de provisionnement par l'exploitant actuel, des coûts de gestion à long terme des anciens sites miniers.

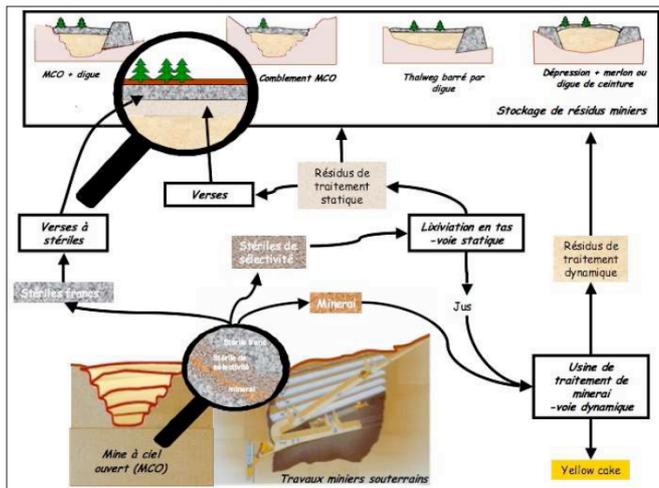
La mise en œuvre effective de ce principe suppose, dans le domaine nucléaire et dans le domaine minier comme dans d'autres domaines, des questions complexes en termes d'objectifs de la gestion à long terme, de solutions associées et d'estimation financière correspondante.

Selon la loi, les principes généraux du droit de l'environnement doivent désormais constituer la matrice des décisions publiques dans le domaine de l'environnement et s'appliquer pleinement à la gestion à long terme des anciens sites miniers d'uranium. Le GEP recommande ainsi de porter une attention particulière à l'évaluation de la prise en compte des principes généraux du droit de l'environnement dans la gestion à long terme des anciens sites miniers d'uranium. Leur mise en œuvre pose toutefois des questions concrètes qu'il convient d'instruire avec l'ensemble des acteurs concernés.

2.2.2. Les principales polices applicables

L'activité minière d'uranium recouvre une chaîne relativement complexe d'installations, réparties sur un ou plusieurs sites, et de matières produites et transférées d'une étape à une autre. Le schéma de principe de cette activité (figure 7) identifie clairement un certain nombre d'objets dont on peut s'attacher à préciser le statut réglementaire.

Figure 7. Les principaux sites et matières issus de l'extraction minière de l'uranium



Source : IRSN

Le « tuilage » des différentes polices applicables aux mines d'uranium, c'est-à-dire la façon dont elles recouvrent l'ensemble des activités concernées est un sujet complexe du fait notamment de la double dimension minière et nucléaire (au sens de son appartenance au cycle du combustible nucléaire) de ce secteur. Si certains jugent que ce « tuilage » avait conduit à créer des vides et ambiguïtés, il a toutefois été précisé par des décisions récentes après avoir été largement débattu au cours des deux dernières décennies. Le statut juridique des sites de stockage, des matières stockées, et plus récemment des augmentations de concentrations observées sous l'influence des sites dans les sédiments, a fait l'objet de nombreuses prises de position, conduisant à des controverses scientifiques, des polémiques et parfois à des procédures contentieuses³⁰.

De même, la capacité de la réglementation ainsi applicable à protéger de façon efficace et équilibrée l'ensemble des intérêts à prendre en compte est discutée (exploitation des ressources minérales, protection de l'environnement et des tiers, protection des populations contre les risques acciden-

³⁰ Ces procédures contentieuses incluent notamment une décision du Conseil d'Etat en date du 11 décembre 1991 relatif au régime juridique des stockages de résidus radioactifs dont les fondements techniques restent aujourd'hui débattus.

tels et les risques chroniques, gestion des déchets, etc.). La principale question posée porte sur le caractère dérogoire ou non des prescriptions des polices sectorielles spécifiques propres au domaine radioactif par rapport aux autres polices sectorielles, en regard notamment des grands principes de protection des populations et de l'environnement³¹.

• Polices sectorielles

Trois polices sectorielles sont évoquées dans les débats pour s'appliquer aux sites miniers et aux installations associées. Deux d'entre elles s'appliquent aujourd'hui : celle des mines et celle des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). La troisième est celle des installations nucléaires de base (INB), dont l'application à certains stockages de résidus a pu faire débat à plusieurs reprises. Les débats sur l'application de ces polices aux différentes situations ont été tranchés pour l'essentiel par les évolutions législatives et réglementaires récentes. Ainsi, dans la situation actuelle :

a) la police des mines, qui gère les activités d'extraction du minerai, s'applique à l'ensemble des sites miniers, incluant les anciens travaux miniers (MCO ou TMS) et les dépôts associés. Cette police, d'origine très ancienne, est établie par le Code minier. Celui-ci est complété d'un appendice réglementaire spécifiquement consacré aux règles applicables en termes d'hygiène et de sécurité dans les mines : le Règlement général des industries extractives (RGIE). Les préoccupations particulières liées à la protection des personnels et de l'environnement (au sens de protection du public) contre les effets de la radioactivité n'ont été inscrites sous la forme de prescriptions dans le RGIE qu'à la fin des années quatre-vingt³².

La police des mines est une police essentiellement orientée vers l'exploitation, et vers les risques miniers classiques. Elle

³¹ Une divergence profonde traverse sur ce point l'ensemble des débats relatifs à l'énergie nucléaire en France. Celle-ci s'est retrouvée dans le GEP, qui à travers notamment des auditions de juristes (voir annexes), a recherché dans le respect de cette divergence une analyse suffisamment partagée de la situation pour parvenir à des conclusions et recommandations. Cette analyse menée au sein du GT3 est présentée dans le deuxième rapport d'étape du GEP.

³² Ces préoccupations sont apparues notamment avec la prise en compte du radon, reconnu officiellement comme facteur de cancer en 1988, même si il avait commencé à être géré comme un risque dans l'industrie minière avant. Les prescriptions inscrites au RGIE sont rassemblées dans un Titre Rayonnements ionisants, divisé en deux parties consacrées respectivement à la Protection du personnel (décret n° 89-502 du 13 juillet 1989 modifié, commenté par la circulaire du 13 juillet 1989), et à la Protection de l'environnement (décret n° 90-222 du 9 mars 1990 modifié, commenté par la circulaire du 9 mars 1990). L'esprit des prescriptions introduites par le second décret s'inscrit dans la conception de la radioprotection en vigueur à l'époque, où la protection des populations induit une protection de l'environnement ; ce point est discuté au 2.2.2.

encadre toutefois les conditions de fermeture des sites et organise le transfert de propriété foncière ainsi que le transfert de responsabilité de l'exploitant vers les pouvoirs publics (voir 1.3). La propriété des mines repose sur un régime de concessions, dont la plupart, délivrées avant l'introduction d'une limite individuelle de durée, sont prévues d'expirer à une échéance commune fixée par le Code minier à 2018.

La fin de l'exploitation est régie par une procédure d'arrêt des travaux qui a été modernisée en 1995 (donc postérieurement à la fermeture de nombreuses mines) et comprend aujourd'hui deux étapes³³ : le 1^{er} donné acte, délivré par le préfet sur la base d'un dossier du concessionnaire, définit l'ensemble des mesures techniques à prendre pour accompagner la fin des travaux, puis le 2^{ème} donné acte constate la conformité des mesures prises et leur bonne exécution. Seul le 2^{ème} donné acte met fin à la police des mines et dégage le concessionnaire de toute responsabilité sauf si des risques importants apparaissent après cette étape et avant l'expiration du titre minier ou le transfert à l'Etat de la surveillance et de la prévention des risques miniers. Ce transfert s'exerce lorsque des risques importants d'affaissement de terrain ou d'accumulation de gaz dangereux nécessitant une surveillance particulière sont identifiés lors de l'arrêt des travaux ou que des installations hydrauliques doivent être maintenues en fonctionnement, et n'intervient qu'après transmission par l'exploitant à l'Etat des équipements et informations nécessaires à la surveillance et la prévention, et versement d'une soulte. Aucune disposition spécifique n'est toutefois prévue dans le cadre du Code minier pour encadrer ce transfert dans le cas des risques particuliers aux sites miniers d'uranium ;

b) la police des installations classées pour la protection de l'environnement, issue d'une législation ancienne modernisée en 1976 et codifiée dans le Code de l'environnement en 2000³⁴, s'applique aujourd'hui, dans le domaine minier, aux activités de transformation du minerai et de gestion des sous produits d'extraction et de transformation de celui-ci³⁵. La

législation des ICPE définit une classification (nomenclature) des installations concernées par rubriques. Celles qui sont consacrées aux installations contenant des matières radioactives ont été réorganisées en 2006³⁶.

Ainsi par exemple, les stockages de résidus de minerai d'uranium ont désormais vocation à être réglementés en tant qu'ICPE sous la rubrique 1735. Il convient cependant de souligner que certains stockages de résidus ont à l'origine été créés, selon la pratique en usage dans d'autres secteurs miniers, comme des dépendances des mines auxquelles ils étaient rattachés. Ils n'ont, dans ce cas, pas fait l'objet d'une autorisation selon les règles applicables aux ICPE, mais d'une création par acte administratif au titre du Code minier. Des arrêtés préfectoraux ont permis de régulariser la situation sur une partie des sites concernés.

Le régime d'ICPE ne comporte pas de dispositions spécifiques applicables à la fermeture d'installations telles que ces stockages. Des prescriptions sur les objectifs à atteindre et les moyens à mettre en œuvre ont toutefois été introduites par une circulaire du Ministère de l'environnement en 1999 (voir au 2.3) ;

c) le régime des installations nucléaires de base (INB), créé en 1963 sous forme réglementaire et auquel une assise législative n'a été donnée qu'en 2006³⁷. Ce régime, malgré divers appels en ce sens par le passé, n'a jamais été appliqué - et ne s'applique clairement pas après la modification récente - à aucune installation liée aux sites miniers d'uranium, y compris aux stockages de résidus. Le devenir à long terme de ces stockages est toutefois intégré, au titre

rement intégrées au Code de l'environnement en 1993 dans le cadre de la législation des ICPE.

D'autres éléments issus de l'exploitation des mines d'uranium pourraient toutefois être traités dans des rubriques existantes de la nomenclature des ICPE. Certains membres du groupe ont par ailleurs soulevé la question de l'application de la législation ICPE aux stockages annexes (stockage de fûts radioactifs ou de déchets de démantèlement d'usines dans des verses ou des MCO).

³⁶ Le décret n° 2006-1454 du 24 novembre 2006 supprime les rubriques ICPE consacrées aux substances radioactives (n° 1710, 1711, 1720 et 1721) pour ranger les installations concernées sous les nouvelles rubriques 1715 et 1735. Cette dernière regroupe les installations de « dépôt, entreposage ou stockage » de « substances radioactives (...) sous forme de résidus solides de minerai d'uranium, de thorium ou de radium, ainsi que leurs produits de traitement ne contenant pas d'uranium enrichi en isotope 235 et dont la quantité totale est supérieure à 1 tonne ».

³⁷ Ce régime, autrefois basé sur le décret n° 63-1228 du 11 décembre 1963 relatif aux installations nucléaires, est désormais établi par la loi n° 2006-686 du 13 juin 2006 relative à la transparence et à la sécurité en matière nucléaire (dont le décret d'application n° 2007-1557 du 2 novembre 2007 relatif aux installations nucléaires de base et au contrôle, en matière de sûreté nucléaire, du transport de substances radioactives abroge, sauf dispositions particulières, le décret de 1963). Un autre décret d'application, le décret n° 2007-830 du 11 mai 2007 fixe la nomenclature des installations nucléaires de base.

³³ La procédure d'arrêt des travaux est prévue par l'article 91 du Code minier et définie dans sa forme actuelle par le décret n° 2006-649 du 2 juin 2006. Elle était avant 1995 régie par le décret n° 80-330 qui distinguait le délaissement et l'abandon des travaux, ce dernier correspondant à l'arrêt définitif actuel, avec les deux étapes de prescription et de bonne exécution des travaux à exécuter pour la mise en sécurité du site.

³⁴ La police des ICPE est régie par la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement, abrogée pour être codifiée au Titre V du Code de l'environnement par l'ordonnance n°2000-914 du 18 septembre 2000. La codification s'est faite à droit constant et n'a donc pas modifié les dispositions de la loi de 1976. Cette police est organisée par rubriques.

³⁵ Il a en effet été choisi de conserver pour les mines une législation particulière, contrairement aux carrières qui ont été entiè-

d'installations de stockage de déchets radioactifs, à la loi de 2006 sur la gestion des déchets et au Plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs.

Le tableau ci-dessous (tableau 4) présente une vision schématique du domaine d'application des polices sectorielles

décrites ci-dessus aux différentes étapes de l'exploitation de l'uranium. Il illustre ainsi la continuité qui est mise en œuvre entre l'application de la police des mines aux activités d'exploration et d'extraction du minerai et de la police des ICPE notamment aux stockages de résidus et le cadre réglementaire des étapes suivantes.

Tableau 4. Polices applicables aux activités minières d'uranium et activités connexes

	POLICES SPECIALES APPLICABLES (APPROCHE SECTORIELLE)				INB
	MINES	ICPE ^a			
Activités	Exploration Exploitation minière Réaménagement Surveillance (gestion des rejets, etc.)	Traitement du minerai d'uranium [rub. 1715]	Conversion de l'uranium ^b : purification et fluoration [rub. 1715]		Enrichissement (première étape du cycle classée INB)
Produits	Minerai d'uranium	« Yellow cake » (concentré d'uranium) [rub. 1715]	Concentré d'uranium → UF ₄ → UF ₆ [rub. 1715]		Fabrication de l'uranium enrichi (génère par ailleurs de l'uranium appauvri)
Entreposage				Uranium appauvri [rub. 1735]	Uranium enrichi
Remblayage	Matériaux miniers ^{c,d} (stériles, etc.)	Fûts Fraction sableuse de résidus	Fûts vides [rub. 1715/1735]		
Stockage	Stériles	Résidus de traitement ^{d,e} [rub. 1735]			

- Pour les installations relevant de la rubrique ICPE 1715, contrairement à la rubrique 1735, des seuils hauts définissent le passage au régime INB. En pratique les installations existantes restent soumises au régime des ICPE.
- Il convient de noter qu'une partie des usines de conversion, traitant d'uranium issu du traitement/recyclage du combustible nucléaire au lieu d'uranium naturel, est toutefois placée sous le régime INB.
- Le remblayage de travaux miniers souterrains a dans certains cas pu être effectué en partie avec des sables cyclonnés résultant des résidus de traitement (alors que les stockages de résidus sont soumis au régime des ICPE).
- Le démantèlement des usines de traitement a produit différents déchets (équipements abandonnés, produits de démolition) qui ont pour la plupart été absorbés dans les remblayages ou les stockages de résidus.
- En pratique, des installations de stockage de résidus de traitement, ainsi soumises au régime des ICPE, se trouvent implantées dans d'anciennes MCO, c'est-à-dire sur des sites eux-mêmes soumis au régime des mines.

● Autres polices applicables

Les prescriptions tirées des polices sectorielles applicables aux différents sites - Code minier et ICPE - sont en principe à croiser avec l'application de polices dites transversales, visant des intérêts tels que la gestion des déchets ou la protection de l'eau.

Parallèlement au débat sur le statut des sites, la question du statut juridique des matières générées par l'extraction et le traitement du minerai d'uranium a également fait l'objet de nombreuses discussions.

L'enjeu de ces discussions était en général de savoir lesquelles de ces matières doivent être juridiquement considérées comme des déchets. La distinction n'est pas neutre du point de vue réglementaire, puisque des obligations spécifiques sont généralement attachées au statut de déchet. Des obligations équivalentes peuvent néanmoins être introduites sous d'autres régimes que celui de déchet.

Les évolutions récentes du droit ont sur ce point aussi apporté des réponses, notamment dans la loi de programme n° 2006-739 du 28 juin 2006 relative à la gestion durable des matières et déchets radioactifs. Cette loi donne une défini-

Partie I

tion spécifique des déchets radioactifs, qui introduit des critères différents de ceux qui s'appliquent aux déchets en général sur un point important : la notion de déchet ultime, ou celle de valorisation. Sans entrer dans le détail d'une question que le GEP a pris le temps d'étudier³⁸, cette distinction porte sur la nécessité d'une réutilisation effective, ou d'une simple volonté de réutilisation, pour passer du statut de déchet à celui de matière valorisable. La loi de 2006 établit de ce point de vue un régime spécifique pour les substances radioactives, en complétant le critère d'abandon par un critère d'intention de réutilisation, comme indiqué dans le tableau suivant (tableau 5). Cette législation, jugée par certains membres du GEP comme complémentaire et par d'autres dérogatoire au régime général, apporte en tous cas une clarification vis-à-vis d'interprétations contradictoires de la réglementation antérieure.

Tableau 5. Critères applicables à la qualification de déchets et de déchets radioactifs

	Réutilisation effective	Réutilisation prévue ou envisagée	Abandon (non réutilisation)
Non radioactif • Loi déchets 1975 • Directive déchets 2006	Non déchet	Déchet	Déchet
Radioactif • Loi déchets radioactifs 2006 • Euratom	Non déchet	Non déchet	Déchet

Au terme de cette évolution réglementaire, le statut des matières présentes en dépôts sur les sites des anciennes mines d'uranium apparaît en partie clarifié. Les résidus de traitement du minerai déposés dans les stockages sont clairement des déchets radioactifs, dont la gestion est encadrée par la réglementation des ICPE et le PNGMDR. Une question reste toutefois posée sur l'application de cette réglementation à la fraction sableuse des résidus qui a été, pour une partie des volumes produits, employée en remblais des travaux miniers (sables cyclonnés).

Les stériles ont longtemps été considérés comme des matériaux valorisables pour des travaux de remblai et de soubassement. Les stériles pouvaient ainsi être cédés par les exploitants des mines à des entrepreneurs ou des particuliers. Cette pratique de cession n'a été tracée qu'à partir de 1984 et encadrée réglementairement depuis 1990.

- Jusqu'en 1984, la cession de stériles miniers s'effectuait sans contraintes particulières. La connaissance des quantités et des caractéristiques radiologiques des matériaux cédés antérieurement à 1984 est pauvre et l'accroissement du niveau de connaissances est rendu difficile, du fait notamment de la multiplicité des sociétés ayant exploité les sites miniers aujourd'hui groupés sous la responsabilité d'Areva NC mais avec des incertitudes sur l'exhaustivité des transferts à Areva NC des documents d'exploitation ;
- À compter de 1984, et sous l'impulsion de la COGEMA qui devait faire face à une demande croissante de la part de carriers, un registre de cessions ainsi qu'une procédure administrative ont été mis en place. Ils sont le résultat d'échanges entre l'IPSN, le SCPRI et la COGEMA, soulignant la volonté de tenir compte des impacts possibles (ne pas utiliser les matériaux pour la construction d'habitations) et de responsabiliser le bénéficiaire sur l'utilisation de ces matériaux (signature d'un engagement sur la maîtrise des usages). A noter que cette procédure s'appliquait aux cessions relevant de la responsabilité de COGEMA (Areva NC) et qu'elle ne valait pas obligation auprès des autres exploitants miniers. Ceci implique par conséquent que, compte tenu de l'existence de plusieurs exploitants miniers, la tenue de registres de cessions n'a pas été systématique, même au-delà de 1984.

Les décisions récentes de l'ASN, qui a refusé des projets de réutilisation de stériles notamment pour des soubassements routiers, et la circulaire du 22 juillet 2009 marquent clairement la volonté des autorités d'interdire tout nouveau projet de valorisation de stériles issus d'anciennes mines d'uranium, ce qui revient de fait, sans remettre systématiquement en cause les réutilisations passées, à considérer les stériles stockés en versés aujourd'hui comme des déchets.

Au final, les évolutions récentes de la réglementation ont tranché les débats sur le statut des sites et des matières. Elles ont apporté les clarifications nécessaires pour un tuilage cohérent du domaine sur le plan réglementaire. Les polices transverses applicables (eau, déchets, santé, etc.), qui ont également connu des évolutions fortes, offrent par croisement avec les polices sectorielles la base nécessaire pour la protection de l'ensemble des intérêts en jeu. L'attention doit donc se porter aujourd'hui vers une application pertinente de ce cadre pour prescrire les mesures de surveillance et de protection appropriées aux différents enjeux et proportionnées aux différentes situations.

³⁸ On se reportera, pour prendre connaissance de l'analyse conduite par le GT3 sur ce point, au deuxième rapport d'étape du GEP.

2.2.3. Évolutions à poursuivre

Les arbitrages rendus par les nouvelles dispositions législatives et réglementaires apportent une conclusion aux débats passés. Si des divergences peuvent subsister sur l'appréciation des choix retenus pour clarifier le cadre applicable, ce dispositif peut aujourd'hui être analysé au vu des différents enjeux.

Sans se substituer à une véritable analyse juridique du dossier, les constats et réflexions du GEP mettent en évidence des améliorations possibles sur plusieurs plans³⁹.

● Mise à jour et modernisation du RGIE

Le Règlement général des industries extractives, RGIE, rassemble les principaux textes relatifs aux règles applicables, en termes d'hygiène et de sécurité, dans les mines et carrières. Il s'agit d'un ensemble de textes qui n'a pas fait l'objet d'une codification. Le RGIE, institué par décret en 1980, est pris en application du Code minier (article 85, pour les mines et article 107, pour les carrières).

Le premier constat est celui d'un certain retard du Code minier, et de sa déclinaison dans le RGIE, par rapport aux autres polices applicables et vis-à-vis des préoccupations de radioprotection et de protection de l'environnement. Ainsi, bien que des principes de protection de l'environnement, tels que l'obligation de prévention des impacts environnementaux introduite par la loi en 1976⁴⁰, s'appliquent dès l'origine aux mines, leur intégration explicite au Code minier et leur mise en œuvre dans ce domaine sont apparues tardivement et s'inscrivent en retrait des évolutions observées dans le cadre d'autres polices.

De plus, l'introduction de prescriptions spécifiques à la prise en compte de l'impact radiologique sur l'homme et sur l'environnement dans le RGIE n'est intervenue qu'en 1989 et 1990. Elle intervient donc très en retard par rapport à d'autres secteurs et par rapport à l'historique d'exploitation des mines d'uranium : la plupart des sites sont à l'heure de la fermeture et du réaménagement alors que, à l'époque de la dernière mise à jour des parties qui leur sont spécifiques, le RGIE reste encore avant tout orienté vers leur exploitation. Enfin, les dispositions du RGIE relatives à la radioprotection n'ont pas été revues comme elles auraient dû l'être dans le cadre de la transposition dans l'ensemble du droit

français des nouvelles règles de radioprotection fixées au niveau européen en 1996⁴¹.

Ainsi, pour s'en tenir à un exemple fondamental, les valeurs de référence données pour l'exposition des populations dans le RGIE s'appuient sur la limite de 5 mSv par an d'exposition ajoutée, elle-même basée sur la législation européenne en vigueur en 1990. Cette valeur de 5 mSv par an a été abaissée pourtant au niveau de 1 mSv par an en application de la directive Euratom de 1996. Cette valeur de 1 mSv est du reste aujourd'hui utilisée dans la pratique comme référence dans les évaluations d'impact menées par l'exploitant et les décisions des autorités, mais elle n'a jamais été actualisée dans le texte.

Cette défaillance est sans doute révélatrice de la séparation qui a prévalu jusqu'ici entre le volet minier et le volet radioactif ou nucléaire du dossier. Il est frappant de constater que ces retards n'ont jamais été placés au centre des préoccupations dans les débats publics. Bien qu'ils jouent un rôle fondamental dans l'encadrement de l'ensemble de cette activité et s'appliquent à l'ensemble des sites, le Code minier et le RGIE sont passés au second plan, par rapport aux discussions sur le statut spécifique des stockages de résidus de traitement par exemple.

Le RGIE apparaît donc aujourd'hui comme un cadre vieilli, dont une mise à jour semble indispensable. Sans se prononcer dans le détail sur la nature et la profondeur de ce travail, le GEP attire dans ce cadre l'attention sur deux points importants pour la clarification des dispositions prises dans la partie radioprotection. Ces deux points renvoient à la nécessité d'engager :

- une révision des valeurs de référence - actuellement basées sur des valeurs arrondies exprimées selon l'ancienne unité d'activité (curie) et transposées dans les unités en vigueur sans les adapter - afin, d'une part de les préciser, et d'autre part de prendre en compte l'évolution des connaissances et les évolutions de la réglementation notamment à l'international ;
- la révision de la référence appliquée pour limiter les teneurs en uranium dans les rejets. Celle-ci est fixée à un niveau maximum de 1,8 mg/l. Cette valeur établie en regard de la radiotoxicité de l'uranium et d'un objectif de

³⁹ Le GEP ne disposait pas en son sein des compétences nécessaires pour étendre pleinement son expertise pluraliste aux questions juridiques. Il les a principalement abordées dans le cadre des travaux de son groupe de travail sur le cadre réglementaire et le long terme (GT3), qui a notamment procédé pour construire son analyse à plusieurs auditions de juristes spécialistes de ce dossier (voir la liste des auditions en annexe 1).

⁴⁰ Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature.

⁴¹ Directive 96/29/Euratom du Conseil, du 13 mai 1996, fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants. Les Etats membres se devaient de mettre l'ensemble de leur réglementation en conformité avec les dispositions de la directive avant le 13 mai 2000. Le décret n° 2002-460 pris en avril 2002 pour la transposition de la directive a effectivement abaissé, de façon générale, la limite de dose pour le public à 1 mSv/an. La référence citée dans les deux décrets RGIE reste toutefois le précédent texte européen, c'est-à-dire la directive n° 80-836 Euratom du 15 juillet 1980, modifiée par la directive n° 84-467 Euratom du 3 septembre 1984.

protection de l'homme apparaît singulièrement élevée au vu des connaissances actuelles sur la toxicité chimique de cet élément pour l'homme et l'environnement. À titre d'indication, des valeurs de référence environ cent fois plus faibles, entre 15 et 30 microgrammes d'uranium par litre, sont actuellement retenues pour tenir compte de cette toxicité chimique dans d'autres cadres, notamment pour définir la limite de potabilité de l'eau (OMS 15 µg/l, Canada et Australie 20 µg/l, USA 30 µg/l).

La révision du volet consacré à la radioprotection du RGIE doit également permettre de s'interroger sur une évolution de ce texte pour mieux refléter l'évolution des enjeux au stade actuel de la vie des sites. Ce texte orienté vers l'encadrement réglementaire de l'exploration et de l'exploitation des mines exige, pour lui donner toute son efficacité dans la situation actuelle, d'être recentré sur le réaménagement et la préparation de la gestion à long terme. Il pourrait de ce point de vue être renforcé sur des sujets tels que les objectifs, les dispositifs de surveillance, les méthodes d'évaluation des impacts ou le degré de robustesse des mesures de protection, afin de donner une orientation réglementaire aux réflexions engagées sur ces différents éléments dans la suite du rapport.

Ainsi, le GEP recommande de réviser la réglementation minière de manière à la mettre en conformité avec les dispositions actuellement en vigueur ou leur évolution en cours dans les domaines de la radioprotection et de la protection de l'environnement. Ce travail fournira l'opportunité d'une remise à jour du texte sur l'expression de certaines valeurs de référence. Il permettra également d'envisager son recentrage sur les enjeux de la gestion à long terme des sites.

● Articulation des polices sur les sites

Les anciens sites miniers d'uranium sont en général le produit d'une exploitation sur une période plus ou moins longue, qui a parfois comporté différentes phases et regroupé différentes activités. Des objets distincts d'un point de vue technique, tels que les ouvrages miniers, les dépôts de stériles et les résidus de traitement cohabitent sur de nombreux sites. Cette situation doit être bien prise en compte au niveau réglementaire ce qui peut poser en principe certaines difficultés. En effet, les installations de stockage de résidus, soumises au régime des ICPE, sont généralement implantées sur les anciens sites miniers, et jouxtent, voire sont aménagés dans des ouvrages soumis à la police des mines (MCO, TMS, verses...). Le cas de Bellezane, dans la Division minière de la Crouzille, illustre la complexité potentielle de cette imbrication : des résidus sont stockés dans l'ancienne MCO, au-dessus de travaux miniers souterrains dont les anciennes galeries servent à la collecte des eaux de l'ensemble avant traitement et rejet (selon des valeurs limites dérivées du RGIE).

La séparation est d'autant plus difficile que les stockages ont, administrativement, d'abord été créés sous le Code minier comme dépendances des mines avant d'acquiescer un statut réglementaire particulier au titre des ICPE. On en trouve par exemple la trace dans les objectifs définis dans la doctrine fixée en 1999 (voir plus loin) pour leur réaménagement, qui introduit ponctuellement une référence à la réglementation minière du RGIE pour fixer les objectifs de radioprotection⁴².

Cette difficulté peut aujourd'hui être contournée dans la pratique réglementaire, dans la mesure où les autorités chargées d'établir les prescriptions et de contrôler les sites selon une police ou l'autre sont dans les deux cas le Préfet de région et les DRIRE/DREAL. Elle demeure cependant sur le fond : quel est le statut de l'ensemble, et comment est délimité le site de stockage relevant du statut d'ICPE ? Les questions de séparation des périmètres ou de recouvrement des statuts ne trouvent pas de réponse claire dans le cadre réglementaire actuel.

Un autre problème se pose à propos de la cohérence entre le statut des sites ou de certaines parties des sites et les différentes matières qu'ils contiennent. Ce problème est soulevé de façon récurrente à propos des remblais constitués de « sables cyclonés ». Ce terme désigne la fraction sableuse, c'est-à-dire la plus grossière, des résidus issus du traitement chimique du minerai d'uranium. Ces sables ont été utilisés en grande quantité (plusieurs millions de tonnes), sur de nombreux sites, pour remblayer des travaux miniers souterrains. Les ouvrages souterrains ainsi remblayés constituent du point de vue technique une forme de stockage de ces résidus ; ils restent toutefois dans la pratique actuelle régis par la seule réglementation des mines, sans qu'une disposition établisse clairement pourquoi ils ne relèvent pas de la rubrique correspondante des ICPE.

D'autres situations attachées à des matières particulières mériteraient d'être clarifiées. La première concerne la présence dans les stockages de résidus, ou le cas échéant dans des verses, de déchets particuliers. Ces déchets ont en général été disposés dans des alvéoles au sein des dépôts de matières, sans séparation particulière. Il s'agit notamment des déchets du démantèlement des installations, et des déchets d'exploitation (vinyes, tenues, outillages, etc.), mais aussi de fûts vides ayant contenu de l'uranium naturel, qui pourraient éventuellement, s'ils étaient considérés sépa-

⁴² La circulaire signale toutefois, en lien avec la discussion précédente sur la modernisation du RGIE, que la limite réglementaire en dose efficace ajoutée pour le public est de 5 mSv/an selon le décret 66-450 du 20 juin 1966 modifié par le décret 88-521 du 18 avril 1988 (normes en vigueur pour la protection du public) et selon le décret 90-222 du 9 mars 1990 (RGIE), mais aussi de 1 mSv en moyenne annuelle sur 5 ans selon la directive 96/29 Euratom du 13 mai 1996. En application de ce constat, la doctrine retient comme objectif de protection la valeur de 1 mSv/an.

rément, relever d'autres réglementations. A l'inverse, la rubrique de la classification ICPE dans laquelle se placent les stockages de résidus ne prévoit pas explicitement la présence de tels déchets dans ces installations. Le même type de question peut se poser à propos de la pratique consistant à stocker directement dans les stockages de résidus, sans statut particulier attaché, les boues issues du traitement chimique des eaux de mine, voire le produit du curage de sédiments présentant dans certains plans d'eau une activité en uranium supérieure au niveau naturel du fait de l'influence des sites miniers.

Le GEP recommande de rechercher un cadre réglementaire aussi intégré que possible applicable aux sites. Il s'agit de rendre plus lisible l'articulation des polices des mines et des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) sur les sites sur lesquels elles s'appliquent de manière concomitante. A minima, une clarification doit être apportée sur le statut juridique de situations particulières, telles que la présence de résidus de traitement en remblai d'ouvrages souterrains.

● Rejets et sédiments

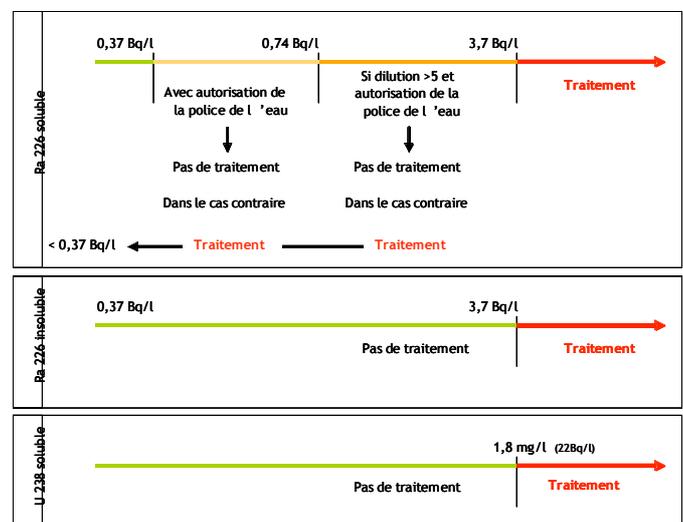
La réglementation française en matière de traitement des eaux issues des sites miniers uranifères repose sur les prescriptions du règlement général des industries extractives⁴³ (RGIE). Il fixe les conditions générales, déclinées ensuite site par site par les arrêtés préfectoraux, en application desquels les rejets liquides des installations sont contrôlés, et le cas échéant traités. Ce règlement indique que « toutes les eaux de l'exploitation y compris les eaux de ruissellement doivent être captées en vue d'une surveillance et d'un traitement éventuel »⁴⁴ et précise dans quelles conditions ces eaux peuvent être rejetées dans l'environnement, en fonction des teneurs des eaux et des conditions de dilution (figure 8). Localement des valeurs plus contraignantes peuvent être adoptées. Les critères d'autorisation de rejet portent généralement sur l'activité volumique de ²²⁶Ra soluble et insoluble et sur la concentration d'uranium soluble.

Des phénomènes d'accumulation dans l'environnement ont été observés à l'aval de certains sites de la Division minière de la Crouzille. Ils conduisent à mesurer des concentrations en uranium supérieures aux valeurs attendues dans le milieu naturel, et clairement attribuables à l'influence des sites miniers d'uranium, alors même que les conditions de traitement des eaux et les valeurs de rejet sont respectées sur ces

sites. Ce phénomène a conduit à une réflexion sur une meilleure prise en compte, dans l'établissement des prescriptions de rejet, des capacités des milieux récepteurs. Une évolution réglementaire dans ce sens est souhaitable. Elle se heurte toutefois pour l'heure à un déficit de connaissance et de compréhension des mécanismes régissant l'accumulation dans les sédiments et l'éventuel remise en mouvement ultérieur des quantités accumulés dans le milieu à l'aval des sites. Les efforts à mener sur ce point sont discutés aux chapitres suivants.

Outre la nécessité d'agir par la réduction à la source, l'existence de telles situations nécessite de caractériser les conditions selon lesquelles ces sédiments doivent faire l'objet d'une reprise ou non. Ce problème s'aborde en pratique dans une logique de sol pollué, bien que les débats juridiques intervenus dans le cadre de contentieux entre l'exploitant et des associations sur cette question, aient souligné les difficultés à caractériser les situations existantes selon un tel critère sur la base de la réglementation actuelle⁴⁵. La gestion de ces situations suppose de pouvoir établir si un seuil peut être fixé en dessous duquel les sédiments ne devraient pas être retirés (ou au dessus duquel ils devraient l'être), et de pouvoir le cas échéant définir le seuil applicable pour ce retrait.

Figure 8. Cadre général des autorisations de rejet dans l'environnement



Source : d'après Areva NC

La réglementation ne pourra trouver une assise sur ce point qu'à travers un progrès, là encore, dans la compréhension des mécanismes d'accumulation et de relargage, et aussi dans l'évaluation de leur impact potentiel, selon des orien-

⁴³ Décret 90-222 du 9 mars 1990.

⁴⁴ La circulaire d'accompagnement du 9 mars 1990 précise : « les effluents liquides radioactifs qui normalement doivent être traités sont : les rejets liquides des installations de traitement, les eaux d'exhaure, le surnageant des sables et fines de traitement, les eaux de ruissellement sur les aires de stockage de minerais ou de déchets radioactifs ».

⁴⁵ On renverra sur ce point aux discussions menées autour de cette notion dans le groupe de travail GT3, dont la synthèse est présentée dans le deuxième rapport d'étape du GEP.

tations discutées plus loin. En l'absence d'autre référence, la valeur limite qui a été appliquée ponctuellement dans le cadre d'arrêtés préfectoraux pour imposer le retrait des sédiments par l'exploitant est de 3 700 Bq d'uranium 238 par kilogramme de matière sèche. Cette valeur normative ne préjuge pas des conclusions d'une éventuelle évaluation de l'impact associé à de tels niveaux en fonction notamment des caractéristiques du milieu récepteur. Elle est tirée du RGIE où elle s'applique à une situation très différente : il s'agit du seuil de concentration (300 ppm en uranium, soit 3 700 Bq en uranium 238) au dessus duquel des matières issues de l'extraction minière doivent faire l'objet d'un plan de gestion de la part de l'exploitant.

Les sédiments issus des opérations ponctuelles de curage décidées sur la base de cette valeur, en application d'arrêtés préfectoraux ou à l'initiative de l'exploitant, sont actuellement traités comme des sols pollués excavés, devant déchets, et ensuite placés en dépôt dans les stockages de résidus de traitement existants. On peut ainsi considérer que leur statut est en partie réglé dans les faits même si cet usage constitue une extension à posteriori de la vocation première du stockage.

2.3. La prise en charge de la situation par les pouvoirs publics

Le travail de réaménagement des sites après la fermeture des exploitations minières d'uranium s'est accompagné de différentes actions initiées par les pouvoirs publics. Ces initiatives, qui se sont développées de façon séparée des dispositifs mis en place pour l'après-mine en général, peuvent être retracées à travers quelques grandes étapes.

● Rapports publics

La gestion des anciens sites miniers d'uranium a tout d'abord fait l'objet, dès le début des années quatre-vingt-dix, d'une réflexion publique assez riche dont l'évolution s'observe dans une série de rapports publics (voir encadré). Les premiers d'entre eux répondent en partie à des crises apparues sur certains sites à la fin des années quatre-vingt. Les réflexions ont ensuite rebondi d'un exercice à l'autre, notamment au fil de rapports successifs de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Elles abordent, avec une importance inégale selon les rapports, l'ensemble des sujets :

- les questions d'ordre organisationnel et réglementaire,
- les préoccupations pour les impacts sanitaire et environnemental,
- les prescriptions sur les modalités techniques du réaménagement et de la surveillance.

Ces rapports sont avant tout orientés vers la discussion du cadre institutionnel et réglementaire dans lequel doivent s'inscrire la gestion et le contrôle des sites miniers d'uranium, avec un accent particulier sur les stockages de résidus. Les questions relatives au statut des sites et des matières mises en jeu, posées dès les premiers rapports et discutées de façon récurrente dans les suivants, n'ont été réglées que très tardivement, avec les évolutions décrites dans la section précédente sur le cadre réglementaire. La réflexion construite dans ces rapports sur la nécessité de préparer le transfert de responsabilité vers l'Etat en vue du long terme, en s'interrogeant sur l'échéance et les conditions de ce transfert, n'a en revanche toujours pas trouvé de traduction concrète (voir [section 2.1](#)).

Il en va de même des autres domaines abordés. L'analyse des rapports montre une grande convergence dans les préoccupations exprimées, même si l'incertitude sur les moyens d'y répondre conduit à des divergences ponctuelles sur les solutions à mettre en œuvre. Ici aussi, les réponses apportées sur certains points via les évolutions réglementaires ou l'action déployée site par site n'ont pas levé les interrogations les plus fondamentales sur le devenir des sites. De nombreux questionnements sont restés à l'état de questions au fil des rapports : ceux-ci expriment ainsi les doutes sur la pérennité des solutions techniques en place ou l'application de restrictions d'usages à long terme, tout en soulignant la nécessité de mieux comprendre le fonctionnement des sites, de mieux évaluer leurs impacts et de mettre en place une surveillance adaptée aux enjeux. L'instruction technique de ces questions s'est développée tardivement. Elle trouve notamment une place centrale dans les travaux menés par le GEP.

● Réaménagements et doctrine

Le réaménagement des sites s'est mis en place à partir du début des années quatre-vingt-dix parallèlement aux réflexions formalisées au travers des rapports publics mentionnés ci-avant. La plupart des opérations de réaménagement engagées étaient achevées au début des années deux mille. Conduites par l'exploitant sous le contrôle des autorités administratives, elles se sont principalement orientées, selon les priorités fixées à l'époque, vers des objectifs de sécurité vis-à-vis des risques miniers classiques et de salubrité du public et de l'environnement. Les réaménagements visaient aussi un objectif d'intégration paysagère en permettant autant que possible l'installation de nouvelles activités sur les sites réaménagés, selon les contraintes techniques et les attentes des populations locales.

Les objectifs de protection de l'homme et de l'environnement à l'origine de ces réaménagements apparaissent clairement en deçà des préoccupations actuelles.

Principaux rapports publics consacrés intégralement ou partiellement à la gestion des anciens sites miniers d'uranium

- Juillet 1991 **Pierre Desgraupes** (Pdt), Commission d'examen des dépôts de matières radioactives, **Rapport concernant les dépôts de matières radioactives**

Cette commission ad hoc a été formée conjointement par le Ministre délégué à l'Industrie et au Commerce Extérieur, le Ministre de l'environnement et le Ministre délégué à la santé suite aux polémiques sur le site de Saint-Aubin (Essonne) et d'autres sites. Rassemblant cinq experts sous la présidence de Pierre Desgraupes, Vice-Président du Conseil supérieur de la sûreté et de l'information nucléaires (CSSIN), la commission a mené ses travaux de décembre 1990 à juin 1991. Elle avait pour objet d'établir un inventaire des entreposages de matières radioactives hors statut d'installations nucléaires de base (INB), d'examiner tous les stockages de matières nucléaires, et de faire des recommandations sur les besoins d'information complémentaire et les dispositions réglementaires et techniques éventuellement nécessaires.

- Avril 1992 **Jean-Yves Le Déaut** (Rap.), OPECST, **Rapport sur la gestion des déchets très faiblement radioactifs**
<http://extranet.senat.fr/rap/r91-309-1/r91-309-1.html>
<http://extranet.senat.fr/rap/r91-309-2/r91-309-2.html>

Ce rapport de Jean-Yves Le Déaut, alors Président de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (OPECST), fait suite à une saisine en octobre 1991 de la Commission de la production et des échanges de l'Assemblée nationale pour une demande d'étude sur les "décharges" du CEA, notamment en Essonne. Le rapport, qui s'appuie sur des auditions publiques menées en novembre 1991, vise à clarifier, suite aux "affaires" liées à des sites anciens d'entreposage/stockage de déchets radioactifs, les enjeux réglementaires et sanitaires de la gestion des déchets faiblement radioactifs dans leur ensemble.

- Juin 1993 **François Barthélémy - Alain Combes**, Conseil général des Ponts et Chaussées, **Déchets faiblement radioactifs - 1^{ère} partie : stockage de résidus de traitement de minerai d'uranium**

Le rapport de François Barthélémy (Conseil général des Mines, Mission d'inspection spécialisée de l'environnement) et Alain Combes (Conseil général des Ponts et Chaussées) répond à une mission lancée en 1992 par la Ministre en charge de l'environnement. Cette première partie vise spécifiquement à définir les objectifs et les conditions techniques du réaménagement des stockages de résidus de traitement du minerai d'uranium.

- Mars 1996 **Claude Birraux** (Rap.), OPECST, **Rapport sur le contrôle de la sûreté et de la sécurité des installations nucléaires - Tome 2 : Déchets miniers / Effluents du CEA**
<http://www.assemblee-nationale.fr/10/dossiers/962651.asp>

Ce rapport parlementaire s'insère dans une série de rapports de Claude Birraux, député membre de l'OPECST, sur le "contrôle de la sûreté et de la sécurité des installations nucléaires" entamée en 1990 et qui s'est prolongée jusqu'à aujourd'hui, où chaque livraison aborde un ou plusieurs points spécifiques. Celui-ci traite donc en détail des déchets miniers, et plus précisément de la gestion des résidus issus de l'extraction et du traitement des minerais d'uranium.

- Mars 2000 **Michèle Rivasi** (Rap.), OPECST, **Les conséquences des installations de stockage des déchets nucléaires sur la santé publique et l'environnement**
<http://www.assemblee-nationale.fr/rap-oecst/stockanuc/r2257.asp>

Ce rapport parlementaire de Michèle Rivasi, députée membre de l'OPECST, répond à une saisine très globale sur les impacts environnementaux et sanitaires liés à la gestion des déchets radioactifs dans leur ensemble. Il cherche à analyser "les insuffisances" de la réglementation des déchets radioactifs et "l'absence de solutions pratiques" dans de nombreux cas pour identifier les principaux problèmes posés en matière de gestion des déchets radioactifs. Une partie est spécifiquement consacrée à la question des stockages de résidus miniers issus du traitement de l'uranium.

- Juin 2003 **Groupe de travail du Conseil supérieur d'hygiène publique de France, Les sites miniers d'uranium**
http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/cshpf/r_rp_0603_uranium.pdf

Le plus récent rapport de la série conclut une première expérience de travail pluraliste sur la question des sites miniers d'uranium en France. Mis en place suite à une décision de la section radioprotection du Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) en juin 2003, le groupe de travail co-piloté par Didier Gay, alors représentant de la Direction de la prévention des pollutions et des risques (DPPR) et Monique Sené (GSIEN) rassemblait huit experts d'horizons divers. La mission confiée à ce groupe était de dresser un panorama complet de la situation des sites miniers d'uranium en France.

Ainsi, la protection de l'environnement était généralement ramenée, conformément à la doctrine en vigueur à l'époque dans le domaine de la radioprotection, à la seule protection de l'homme⁴⁶. Au passage, la préoccupation relative aux impacts radiologiques reléguait au second plan, dans l'attention portée aux solutions proposées, la question des impacts chimiques. Enfin, jusqu'à la parution de la doctrine relative au réaménagement des stockages de résidus, aucune réflexion spécifique n'était engagée sur les objectifs de protection à long terme.

L'effort de réaménagement, basé sur une démarche de hiérarchie des enjeux, a porté en priorité sur les sites abritant les stockages de résidus et n'a pas été systématiquement étendu à l'ensemble des sites. La principale disposition prise pour le réaménagement des sites de stockage a consisté à mettre en place une couverture destinée à la fois à protéger les résidus des risques d'érosion et d'intrusion, et à protéger les populations des risques d'exposition au rayonnement gamma, au radon, ou de ceux de dispersion des matières. Les efforts ont porté également sur les systèmes de collecte et de traitement des eaux. Le réaménagement s'est accompagné sur les sites concernés de la mise en place d'un dispositif de surveillance, essentiellement destiné à contrôler l'évolution des sites et à fournir les données nécessaires à la vérification des expositions ajoutées.

La mise en œuvre du réaménagement a bénéficié dans un cas comme celui de la Division minière de la Crouzille de l'existence d'un exploitant unique et présent sur l'ensemble des sites concernés, ce qui n'a pas été vrai partout. Elle a pu de ce fait s'opérer de manière cohérente et coordonnée malgré l'absence d'orientations réglementaires très bien définies. La doctrine de réaménagement n'a en effet été finalisée que tardivement, lorsque la plupart des réaménagements étaient achevés ou en voie d'achèvement. Elle a donc intégré le retour d'expérience de ces opérations plutôt qu'elle ne les a guidées. De plus, elle s'applique aux seuls sites de stockage de résidus.

Les bases de la doctrine ont pourtant été posées dès 1993, dans le rapport Barthélémy - Combes qui discute notamment les objectifs et les conditions techniques de réaménagement

de ces sites de stockage. A l'initiative de la Direction de la prévention des pollutions et des risques (DPPR) au sein du Ministère de l'écologie, un groupe réunissant l'exploitant, les administrations et l'Institut de protection et de sûreté nucléaire (IPSN, aujourd'hui IRSN) a établi un document de doctrine traduit par une circulaire aux préfets en 1999⁴⁷.

Ce document établit précisément des objectifs de réaménagement des sites de stockages de résidus. Il fixe ainsi le principe d'une réduction de l'ensemble des impacts radiologiques et chimiques et précise la démarche à adopter pour évaluer l'impact radiologique à long terme sur les populations. Il prend appui sur la directive 96/29 Euratom (parue en 1996 mais encore à transposer en droit français en 1999) pour introduire une valeur de protection du public de 1 mSv/an par an, mais ne donne pas les critères d'exposition ajoutée à utiliser pour interpréter les résultats de ces évaluations à long terme. De plus, le document n'aborde ni la question de l'impact chimique, ni celle de l'impact sur l'environnement. Cette doctrine a été complétée par l'IPSN en 2001⁴⁸ au travers d'un guide méthodologique pour l'évaluation de l'impact radiologique des stockages de résidus sur les populations.

● Généralisation et plan d'actions

Différents constats ont conduit, à l'issue de cette phase de réaménagement, à poursuivre les efforts en généralisant et en approfondissant certains points. Ces initiatives ont été prises à cause de situations observées localement, des crises qu'elles ont pu susciter et des réponses qui leur ont été apportées.

Le premier constat a naturellement porté sur la difficulté à acquérir une vision complète de l'héritage laissé sur le territoire français par les activités minières d'uranium et à saisir la diversité des situations rencontrées au delà des stockages de résidus. Ces stockages concernent aujourd'hui moins d'un dixième des sites répertoriés. La DPPR a ainsi confié à l'IRSN une mission de collecte et de synthèse de l'information sur la localisation, la situation administrative, le contexte envi-

⁴⁶ Les règles pratiques de radioprotection découlent des recommandations de la Commission internationale pour la protection contre les rayonnements (CIPR) qui sont traduites en dispositions générales dans une directive européenne, avant d'être transposées dans le droit français. Ces recommandations ont longtemps disposé que les niveaux de protection qu'elles définissaient pour l'homme à travers des limites d'exposition des populations étaient suffisants pour assurer, sans introduire de limites ou d'évaluations spécifiques, la protection des espèces et donc de l'environnement. Les travaux engagés depuis une dizaine d'années par la CIPR l'ont conduite à introduire dans ses recommandations générales en 2008 pour la première fois, le développement d'une approche spécifique pour la protection des espèces et des écosystèmes contre les rayonnements.

⁴⁷ Le terme de « doctrine » englobe ici plusieurs documents liés :
- le rapport du groupe de travail piloté par l'IPSN, qui constitue le fondement de la doctrine à proprement parler (et qui est publié sous la forme de l'annexe I du rapport IPSN/DPRE/SERGD/99-42),
- la circulaire DPPR du 7 mai 1999, qui transmet ce texte de doctrine et le commente,
- le rapport IPSN/DPRE/SERGD/99-42, qui replace la doctrine dans son contexte et en précise certains points (et reprend, respectivement en annexe I et en annexe H, les deux documents précédents). Ce rapport ne fait pas partie de la doctrine stricto sensu, dans la mesure où il n'a pas été diffusé par la DPPR aux préfets.

⁴⁸ Rapport IPSN-DPRE/SERGD/01-53, novembre 2001. D'autres aspects méthodologiques ont également été précisés, notamment hors du champ couvert par le GEP la question de la méthodologie d'évaluation de la contamination.

ronnemental, l'historique d'exploitation, l'état de réaménagement et les éventuels dispositifs de surveillance de chacun des sites concernés par les activités minières d'uranium en France.

Le Programme MIMAUSA (pour Mémoire et Impact des Mines d'urAniUm : Synthèse et Archives) a été lancé en 2003. Son objectif est de réaliser un inventaire aussi exhaustif que possible des sites sur lesquels ont été pratiquées des activités d'exploration d'ampleur significative, des activités d'extraction ou des activités de traitement du minerai d'uranium en France métropolitaine. Un premier rapport d'inventaire, sous forme d'éléments de contexte et de fiches synthétiques par sites, a été publié en 2004. Une deuxième version, enrichie de 30 sites et d'informations complémentaires, a été publiée en 2007. Cette publication a été suivie début 2009 par la mise en ligne, sur le site internet de l'IRSN, d'une section consacrée aux anciens sites miniers d'uranium proposant notamment un accès aux informations de l'inventaire MIMAUSA sous la forme d'une carte interactive donnant accès à une base de données.

Le second constat a porté sur la nécessité de mieux caractériser l'état des sites et de leur environnement. Les informations collectées dans le cadre de MIMAUSA sont des informations descriptives sur la situation technique et administrative des sites qui n'apportent pas d'appréciation sur leur niveau de sécurité ou leurs impacts potentiels sur l'environnement.

Les interrogations et les polémiques suscitées par certains constats autour des sites de la Division minière de la Crouzille en Limousin ont ainsi conduit, au début des années deux mille, à envisager une démarche plus approfondie d'analyse des sites. Un arrêté préfectoral du 13 janvier 2004 a prescrit la réalisation par Areva NC d'un Bilan décennal environnemental (BDE) des anciens sites uranifères de la Division. Afin de compléter l'analyse, un arrêté préfectoral du 12 décembre 2005 a prescrit la réalisation d'une tierce expertise sur les 24 sites identifiés dans le BDE. Une large partie de cette tierce expertise a été confiée à l'IRSN, qui a répondu aux points visés par l'arrêté - la situation de remise en état des sites, les impacts environnementaux et sanitaires, les modalités de surveillance et de réutilisation éventuelle des matériaux issus des exploitations minières - dans trois rapports publiés respectivement en janvier 2007⁴⁹, décembre 2007⁵⁰ et novembre 2008⁵¹.

Cette action importante a trouvé différents prolongements au niveau régional et national. C'est d'abord autour d'elle que s'est articulée la mise en place du GEP, dont l'une des missions a justement été de contribuer à l'analyse technique des sites de la Division minière de la Crouzille en étudiant le BDE, et en assurant le co-pilotage de la tierce expertise menée par l'IRSN, avant de développer une approche méthodologique applicable à l'ensemble des sites français.

Au niveau du Limousin, le retour d'expérience tiré du BDE, des premières parties de la tierce expertise et des premiers travaux du GEP a fourni les éléments pour poursuivre l'action réglementaire. Un arrêté préfectoral de 2009⁵² a fixé les prescriptions générales pour la démarche de caractérisation, de renforcement et de surveillance des sites du Limousin. Parallèlement, des arrêtés préfectoraux ont prescrit en 2008 la réalisation par Areva NC de bilans de fonctionnement respectivement pour les sites du Nord de la Haute-Vienne (sites autour de Jouac, hors de la Division minière de la Crouzille), pour les sites de Creuse et de Corrèze.

Ces différentes étapes ont finalement abouti, en juillet 2009, à la publication d'une circulaire conjointe du ministre d'Etat, ministre de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer et du président de l'Autorité de sûreté nucléaire. Cette circulaire relative à la gestion des anciennes mines d'uranium s'inspire explicitement d'un « état des lieux [qui] permet de constater que ces sites ont fait l'objet d'un suivi de la part de l'administration, avec, dans certaines régions, des actions intéressantes qui s'inscrivent généralement dans un processus de concertation associant l'ensemble des acteurs concernés ». Cela est notamment vrai pour ce qui concerne la division minière de la Crouzille qui a fait l'objet du premier bilan de fonctionnement et sur laquelle les travaux du GEP ont portés. La concertation se situe au cœur de la démarche du GEP non seulement par l'aspect pluraliste du groupe d'expertise mais également au travers de la mise en place d'une CLIS « Sites Haute-Vienne » mise en place à la demande du GEP. Elle vise à donner un cadre coordonné à la mise en œuvre d'un plan d'action auquel Areva NC s'est engagé, par un courrier de sa présidente du 12 juin 2009, à contribuer au côté des actions conduites par les services de l'État.

⁴⁹ Rapport IRSN/DEI/2007-01 - *Expertise globale du bilan décennal environnemental d'Areva NC - 1^{ère} partie : stockage de Bellezane et impact environnemental à l'échelle du bassin versant du Ritor*.

⁵⁰ Rapport IRSN/DEI/SARG/2007-042 - *Expertise globale du bilan décennal environnemental d'Areva NC - 2^{ème} partie : impact environnemental à l'échelle des bassins versants et évaluation de la surveillance*.

⁵¹ Rapport IRSN/DEI/SARG/2008-035 - *Expertise globale du bilan décennal environnemental (1993-2004) d'Areva NC - 3^{ème} partie : réutilisation de stériles miniers dans le domaine public*.

⁵² Arrêté DRCLÉ n° 2008-290 du 2 février 2009 prescrivant la réalisation de travaux, études et programmes, ainsi qu'un dispositif de surveillance relatifs à la Division minière de la Crouzille à Areva NC.

Partie I

Le plan d'action comporte quatre axes, déclinés en mesures plus précises et commentés par la circulaire :

- le contrôle des anciens sites miniers,
- l'amélioration de la connaissance de l'impact environnemental et sanitaire des anciennes mines d'uranium et la surveillance,
- la gestion des stériles, visant à mieux connaître leurs utilisations et à réduire leurs impacts si nécessaire,
- le renforcement de l'information et de la concertation.

Les dispositions prévues par le plan apparaissent, dans leurs grandes orientations comme dans le détail de nombreuses mesures prévues, convergentes avec les réflexions conduites par le GEP. Elles traduisent même concrètement, avant même l'achèvement des travaux du groupe, certaines recommandations formulées dans ses rapports intermédiaires. Ces convergences, mais aussi les compléments apportés par le GEP sur certains des points abordés dans la circulaire, sont signalés au fil des parties correspondantes dans les chapitres suivants.

● Gestion à long terme des stockages de résidus

Une nouvelle dimension a été introduite dans la prise en charge de la gestion des anciens sites miniers d'uranium par la loi de programme n° 2006-739 du 28 juin 2006 relative à la gestion durable des matières et déchets radioactifs. Cette loi intègre en effet au Plan national de gestion des matières et déchets radioactifs (PNGMDR), dont elle prévoit la mise à jour régulière, la gestion à long terme des stockages de résidus miniers du traitement d'uranium.

La loi prévoit ainsi dans son article 4 qu'« il est institué un programme de recherche et d'études dont les objectifs sont les suivants : (...) un bilan en 2008 de l'impact à long terme des sites de stockage de résidus miniers d'uranium et la mise en œuvre d'un plan de surveillance radiologique renforcée de ces sites ». Areva NC a présenté en janvier 2009, en ap-

plication de cet article, un dossier comportant trois études, portant respectivement sur :

- l'impact à long terme sur la santé et sur l'environnement des stockages de résidus miniers d'uranium,
- l'évaluation de la tenue des digues,
- la caractérisation des résidus et de leur évolution à long terme.

L'évaluation des impacts à long terme des sites est basée sur une étude d'impact dosimétrique qui constitue la première application de la méthodologie préconisée par la doctrine DPPR de 1999.

Un panorama des actions engagées au cours de la dernière décennie sur la gestion des anciens sites miniers d'uranium montre que les missions du GEP s'inscrivent dans un mouvement plus large. On assiste à une progression de l'attention portée à ce dossier par les pouvoirs publics au niveau local et national, avec le soutien de l'IRSN et la collaboration de l'exploitant.

Le GEP recommande la poursuite des efforts d'intégration de la prise en charge des anciens sites miniers d'uranium dans un cadre coordonné et cohérent impliquant l'ensemble des acteurs concernés. Il constate toutefois que cette montée en puissance est relativement tardive (situation héritée, prise en compte des problèmes environnementaux), en réaction plutôt qu'en anticipation par rapport aux problèmes posés, à l'origine dispersée (entre régions, entre services de l'Etat, entre les différents problèmes) et concentrée sur certains sites. Elle est également dépendante de la clarification entre les responsabilités de l'opérateur historique et les missions relevant du service public.

2.4. Synthèse et recommandations

L'héritage de cinquante années d'exploitation minière de l'uranium en France aboutit à une situation contrastée. Les volumes de matières importants générés par cette activité - résidus et stériles - sont stockés sur des sites nombreux et dispersés ; une partie des stériles a de surcroît été réutilisée hors des sites. Les sites présentent eux-mêmes une grande variété dans leurs caractéristiques et leur taille. Ils ont en revanche été pour la plupart regroupés sous la responsabilité d'un opérateur unique, aujourd'hui Areva NC.

L'effort de réaménagement à la fermeture des sites a porté prioritairement sur les sites jugés d'importance. La région du Limousin, autour de la Division minière de la Crouzille, occupe une place centrale dans cet héritage et dans l'effort de réaménagement qui se poursuit.

Des évolutions réglementaires importantes sont intervenues ces dernières années pour clarifier le statut des sites et des matières en jeu dans la gestion des anciens sites miniers d'uranium, et apporter des réponses sur le cadre de prescriptions applicable.

Il convient d'achever de moderniser et de clarifier le dispositif, en y intégrant les enjeux liés à la gestion à long terme. Ainsi, le GEP recommande de poursuivre l'évolution du cadre réglementaire actuel en visant les objectifs suivants :

- réviser la réglementation minière de manière à la mettre en conformité avec les dispositions actuellement en vigueur dans le domaine de la radioprotection en corrigeant notamment l'écart qui existe avec les dispositions fixées par la réglementation européenne suite à la parution de la Directive 96/29/Euratom ;
- aller vers un cadre aussi intégré que possible permettant de rendre plus lisible l'articulation des polices des mines, des ICPE et de la santé publique sur les sites sur lesquels elles s'appliquent de manière concomitante, et a minima de clarifier le statut juridique de situations particulières (sables cyclonés en TMS...) ;
- favoriser l'harmonisation des prescriptions applicables au niveau de chaque site en poursuivant l'action de pilotage au niveau national des services déconcentrés de l'Etat, et en l'accompagnant de la production de référentiels (sous la forme de guides, circulaires, arrêté type ou de prescriptions générales).

Partie II

Analyse des enjeux et des impacts potentiels

L'identification et l'évaluation des conséquences pour l'homme et pour l'environnement associées aux anciens sites miniers d'uranium constituent une étape charnière entre l'inventaire des situations rencontrées et la discussion des options de gestion de ces situations. Cette analyse des enjeux et des impacts potentiels est au centre des préoccupations de nombreux acteurs, mais la multiplicité des éléments à prendre en compte rend cette analyse d'une grande complexité.

Le GEP n'avait pas pour mission de procéder à sa propre évaluation des impacts, et ne disposait d'ailleurs pas des moyens pour cela. Au risque de décevoir certaines attentes, au sein notamment des populations locales, il s'est donc concentré sur une analyse méthodologique visant à mettre en perspective les principaux facteurs pouvant conduire à une éventuelle révision des évaluations d'impact actuelles, et à proposer des évolutions relatives au champ et à la démarche de ces évaluations.

Les conséquences de l'activité minière se manifestent sous la forme d'ouvrages, de constructions et de dépôts de matériaux et déchets qui viennent modifier l'environnement naturel préexistant, et dont l'effet perturbant peut engendrer des aléas ou des dangers. Dans la suite du document, ces ouvrages, constructions et dépôts sont qualifiés d'« objets sources de danger ou facteurs de risques ». Une première caractérisation du risque associé consiste à recenser ces objets, à identifier les phénomènes redoutés qu'ils sont susceptibles d'engendrer puis à en évaluer l'impact compte tenu du contexte local.

Le chapitre 3 développe ainsi une approche basée sur l'analyse des sources. Cette analyse, de type systémique, consiste à considérer chacun des sites ou chacune des situations rencontrées comme un système dont on étudie les caractéristiques, le fonctionnement et l'interaction avec son environnement. L'objectif premier de cette approche est de « réduire » l'ensemble des situations rencontrées à un nombre limité de classes d'objets et de phénomènes à prendre

en compte. Il est ainsi possible de définir les caractéristiques génériques qui doivent guider la démarche de gestion de ces situations, comme on le verra dans la partie III. Cette étape semble incontournable pour construire une démarche de gestion globale, commune à l'ensemble des sites, qu'il conviendra de décliner ensuite selon les spécificités de chaque site, en tenant compte systématiquement du contexte local dans toutes ses dimensions.

Le [chapitre 4](#) dresse un rapide état des lieux des dispositifs de surveillance actuellement en place autour des sites miniers d'uranium. Il examine ensuite l'adéquation de ces dispositifs compte tenu en particulier de l'analyse des enjeux présentés au [chapitre 3](#). A partir du résultat de cet examen, il identifie des besoins d'évolution et propose des voies d'amélioration.

Après une analyse des situations à l'origine des expositions et des risques, puis un examen des dispositifs de surveillance, des données qu'ils produisent et des pistes envisageables pour les faire évoluer dans le sens d'une meilleure efficacité, le rapport aborde dans le [chapitre 5](#) la question des impacts. Cette question est traitée d'une manière large : les impacts envisagés sont ceux subis par l'homme et les populations mais également par l'environnement et les écosystèmes. Ils concernent bien entendu les impacts associés aux substances radioactives, dont la présence constitue l'une des spécificités de l'activité minière d'uranium, mais également ceux associés aux substances chimiques rejetées dans l'environnement.

En complément, un travail spécifique a été conduit par le GEP pour explorer la possibilité d'exploiter les données de surveillance sanitaire dans une logique de veille qui contrairement aux évaluations d'impact dont le principe est fondé sur l'estimation des expositions, vise à traiter les données relatives à la santé des populations pour mettre en évidence des anomalies éventuelles dans la distribution spatio-temporelle de certaines pathologies.

Chapitre 3

Identification des sources et des enjeux

Les conséquences de l'activité minière se manifestent sous la forme d'ouvrages, de constructions et de dépôts de matériaux et déchets qui viennent modifier l'environnement naturel préexistant, et dont l'effet perturbant peut engendrer des aléas ou des dangers. Dans la suite du document, ces ouvrages, constructions et dépôts sont qualifiés d'« objets sources de danger ou facteurs de risques »⁵³. Une première caractérisation du risque associé consiste à recenser ces objets, à identifier les phénomènes redoutés qu'ils sont susceptibles d'engendrer puis à en évaluer l'impact compte tenu du contexte local.

Avant que ne soient discutées les questions de surveillance et d'évaluation des impacts ou des effets (respectivement dans les [chapitres 4 et 5](#)), le présent chapitre développe ainsi une approche basée sur l'analyse des sources. Cette analyse, de type systémique, consiste à considérer chacun des sites ou chacune des situations rencontrées comme un système dont on étudie les caractéristiques, le fonctionnement et l'interaction avec son environnement. L'objectif premier de cette approche est de « réduire » l'ensemble des situations rencontrées à un nombre limité de classes d'objets et de phénomènes à prendre en compte. Il est ainsi possible de définir les caractéristiques génériques qui doivent guider la démarche de gestion de ces situations, comme on le verra dans la partie III. Cette étape semble incontournable pour

construire une démarche de gestion globale, commune à l'ensemble des sites, qu'il conviendra de décliner ensuite selon les spécificités de chaque site, en tenant compte systématiquement du contexte local dans toutes ses dimensions.

On s'attache ici à présenter les bases de cette approche, à travers une description précise des situations rencontrées autour de cinq objets facteurs de risque ([section 3.1.](#)) et trois phénomènes redoutés ([section 3.2.](#)). Ce panorama est complété d'éléments de discussion montrant l'importance de prendre en compte le contexte environnemental, géographique et socio-économique pour une application pertinente de cette démarche au niveau de chaque site ([section 3.3.](#)).

Les conclusions et, le cas échéant, les recommandations développées au fil de ce chapitre se concentrent sur la hiérarchie des besoins en termes d'amélioration de la connaissance et de la caractérisation des enjeux sur les sites. Ces conclusions sont principalement de deux ordres :

- la poursuite du travail d'inventaire et de caractérisation des sites et de leur zone d'influence, dans le prolongement des actions engagées au cours des années passées et dans le cadre du plan d'action initié par la circulaire du MEEDDM et de l'ASN en date du 22 juillet 2009 - qui donne elle-même une traduction concrète aux premières propositions du GEP ;
- l'orientation des études et recherches nécessaires à la compréhension du fonctionnement des objets retenus vis-à-vis des phénomènes étudiés.

Elles préparent des recommandations plus orientées vers les besoins en termes de surveillance, d'évaluation et de gestion qui seront développées dans la suite du rapport.

3.1. Les objets facteurs de risque

L'exploitation de l'uranium s'est déroulée sur un laps de temps assez court - une cinquantaine d'années - si bien que les techniques minières et de traitement du minerai n'ont pas eu le temps de beaucoup évoluer et que leur mémoire est encore présente. De plus, dans le contexte du Limousin au moins, il existe une homogénéité du contexte géologique et des conditions de gisement favorisant une certaine unité dans les méthodes d'exploitation minière. Il en résulte que les ouvrages subsistant après l'arrêt de l'exploitation ont des

⁵³ Les termes d'aléa, de danger ou de risque ont des significations précises pour désigner dans les situations concrètes les causes, les conséquences, le degré de probabilité, de gravité, etc., de phénomènes redoutés : l'inondation, par exemple, est un phénomène redouté en général, mais qui n'a une certaine probabilité que dans les zones réellement exposées à une montée des eaux, et dont la gravité dépend des enjeux attachés au territoire ainsi exposé (habitations, activités économiques, zones d'intérêt écologique particulier, etc.).

Le GEP a toutefois constaté que l'usage technique de ces termes pouvait fortement varier d'une discipline à l'autre, par exemple entre spécialistes du domaine minier et spécialistes de la radioprotection. Il a dès lors choisi de s'orienter, dans ses échanges et dans sa production, vers les termes qui lui semblaient les plus appropriés pour décrire son approche auprès de non spécialistes. On parlera ainsi de phénomènes redoutés pour décrire les processus susceptibles d'entraîner un désordre pour la sécurité ou la santé des populations ou pour l'environnement (tels que l'inondation) et d'objets facteurs de risque pour désigner les objets susceptibles de produire ces désordres (dans cet exemple une rivière pouvant déborder, une retenue pouvant se rompre, etc.).

Partie II

caractéristiques assez constantes et peuvent ainsi être classés en un petit nombre d'objets génériques.

En s'appuyant sur une analyse approfondie menée sur la Division minière de la Crouzille, le GEP a identifié cinq catégories d'objets, conséquences de l'exploitation minière qui constituent des sources potentielles de toxiques chimiques ou radiologiques, et dont le fonctionnement peut avoir un impact sur l'homme ou l'environnement.

Ces objets facteurs de risque, dont les principales caractéristiques sont décrites dans la suite de cette section, sont :

- les travaux miniers souterrains et à ciel ouvert (TMS et MCO) ;
- les verses à stériles ;
- les stockages de résidus miniers ;
- les stocks de matériaux extraits, exportés en vue d'une réutilisation ;
- les sols et sédiments constituant des zones d'accumulation des radionucléides.

La classification générique précédente répond à un souci d'être synthétique ; il convient de l'utiliser en s'adaptant au contexte particulier de chaque site.

Les différents types d'objets ne sont pas nécessairement tous présents simultanément sur un même site. En revanche, de nombreux sites présentent une combinaison de plusieurs de ces objets. De plus, ces objets ne sont pas systématiquement séparés les uns des autres. Ils peuvent présenter des parties communes ou partager certains dispositifs : c'est en particulier le cas des dispositifs de collecte et de traitement des eaux qui peuvent être communs à plusieurs objets présents sur le site. Enfin, les objets peuvent dans certains cas être véritablement imbriqués dans des situations que l'on peut qualifier d'hybrides : c'est notamment le cas des mines à ciel ouvert dont certaines ont été partiellement remblayées avec des résidus, des travaux miniers souterrains qui ont pu être remblayés à l'aide d'une fraction des résidus de traitement (les sables cyclonés), ou encore le cas des stériles utilisés en couverture des stockages de résidus, et de ce fait traités avec ces derniers. Sur certains sites, l'imbrication des objets est telle qu'il n'est pas possible de raisonner en considérant des sources individuelles de polluants et qu'il faudra tenir compte des interactions d'un objet avec l'autre pour évaluer un fonctionnement global du site. C'est par exemple le cas du site de Bellezane ou du site industriel de Bessines (SIB), où coexistent des interactions hydrauliques fortes entre des stockages de résidus, des mines à ciel ouvert et des travaux miniers souterrains.

La réduction de l'ensemble des situations réelles aux combinaisons de ces quelques objets appelle un autre commentaire important qui concerne la présence, sur un certain nombre de sites, de matériaux divers autres que les matériaux directement issus de l'activité minière (que constituent les minerais, résidus de traitement, stériles). Ainsi, de

nombreux stockages de résidus ou verses à stériles ont fait office, au cours de l'exploitation ou du réaménagement, de dépôts de déchets industriels issus de l'activité minière ou de démantèlement de ses installations ; les stockages de résidus ont reçu et reçoivent encore les boues issues du traitement des eaux et, plus récemment, du curage de sédiments chargés en radionucléides dans des retenues d'eau à l'aval des mines. Pour illustrer la diversité de ces situations, le tableau 6 présente l'inventaire de ces dépôts pour les sites de Haute-Vienne. Cet inventaire n'est probablement pas exhaustif.

La présence de tels dépôts dans les objets considérés par le GEP n'est évidemment pas neutre du point de vue de l'analyse des sites. Elle ne remet cependant pas en cause les caractéristiques intrinsèques génériques à la classe des dépôts de stockage ou celle des verses à stériles. C'est pourquoi ces dépôts ne sont pas, dans la présente approche, considérés comme des objets particuliers mais intégrés à ces deux classes. Ils constituent cependant une spécificité importante qui doit être bien caractérisée en vue de la déclinaison de l'approche globale à chaque site particulier. Ils sont par ailleurs l'objet d'une attention particulière de la part de parties prenantes locales et nécessitent un effort de transparence spécifique.

On notera par ailleurs que les trois premières catégories d'objets facteurs de risque (travaux miniers, verses, stockages) correspondent à des objets directement produits par l'activité extractive, alors que les deux autres (matériaux hors des sites, accumulation dans les sols et sédiments) résultent de la dissémination, naturelle ou anthropique, des matériaux constitutifs des premiers ou au transfert et à la re-concentration des substances rejetées. Pour souligner cette distinction, on qualifiera parfois dans la suite les trois premières catégories de sources primaires, et les deux autres de sources secondaires ou indirectes.

On notera enfin que les stations de traitement des eaux ne sont pas considérées comme objet facteur de risque. Bien qu'elles soient associées à des rejets, et de ce fait à un danger, il a été considéré dans la vision systémique développée ici que les stations de traitement ne représentent pas un objet primaire constitutif du site, mais un dispositif ajouté, une solution parmi d'autres pour la gestion des dangers. Les rejets qui en sont issus peuvent provenir selon les cas des travaux miniers, des stockages de résidus voire des verses à stériles ; ils ne font pour l'essentiel qu'y transiter (si on excepte les boues qui s'y forment et les additifs chimiques qui y sont incorporés). Les questions relatives aux stations de traitement seront ainsi discutées lorsqu'il sera question de la gestion des dangers. La situation où le traitement aurait donné lieu à l'implantation de bassins de traitement par la suite abandonnés, soulève la question du curage de ces bassins et appelle une attention particulière. Cette situation n'a toutefois pas été identifiée sur la Division minière de la Crouzille.

Tableau 6. Matières diverses ayant été stockées sur les sites de Haute-Vienne

Site	Nature	Quantité	Activité (TBq)	Radio nucléide	Période d'activité	Origine
Bellezane MCO 201	Déchets industriels inertes : pneumatiques, poids lourds et engins miniers	1 000 m ³	–	–	1987 1993	–
	Déchets d'atelier ^a , pièces métalliques, fûts ayant contenu des huiles et des graisses, bois	350 m ³	–	–		–
Bellezane MCO 105	Boues de curage des lacs de Saint-Pardoux et de la Crouzille	39 000 t	0,13	²²⁶ Ra	2008 2009	–
Bessines MCO Brugeaud	Produits de démantèlement	65 000 m ³	0,8	²²⁶ Ra	1995 1996	UTM ^b de Bessines
Bessines Verses du Brugeaud	Terres et gravats	16 790 t	0,62	Th ²³⁸ U	–	Démantèlement de l'UTM du Bouchet
	Ferrailles	1 900 t	0,07	Th ²³⁸ U	–	Démantèlement de l'UTM du Bouchet
	Fûts de déchets ^c TFA	18 048 fûts	≤ 0,01	²³⁸ U	1968 1971	Site de Pierrelatte
Bessines Bassin de Lavaugrasse	Boues des stations de traitement des eaux de la Division minière de la Crouzille	–	0,04	²²⁶ Ra	–	–
Fanay MCO FanayB	Fûts vides écrasés ayant contenu de l'uranothorianite	400 m ³	≤ 0,01	Th ²³⁸ U	1971	Démantèlement de l'UTM du Bouchet
Jouac Alvéoles de stockage	Produits de démantèlement	11 380 t	–	²²⁶ Ra	–	UTM de Jouac
	Boues de la station de traitement du site	24,8 t	–	²²⁶ Ra	–	–
Margnac MCO 1 et 2	Fûts compactés ayant contenu de l'uranate (yellow cake)	88 068 fûts (2 110 t)	≤ 0,11	²³⁸ U	1975 1989	Usine Comurhex de Malvés
	Déchets inertes ^d	non précisée	–	–	–	–
Peny Verses 141	Fûts compactés ayant contenu de l'uranate (yellow cake)	88 082 fûts (2 116 t)	≤ 0,11	²³⁸ U	1975 1989	Usine Comurhex de Malvés

a. Papiers, films plastiques, ferrailles, chutes de flexibles hydrauliques et de câbles électriques...

b. UTM : usine de traitement du minerai.

c. Vinyle, chiffons, cotons, gravats, béton, sépiolites, granules d'alumine.

d. Papiers, films plastiques, ferrailles, chutes de câbles électriques, pièces métalliques usagées, fûts vides ayant contenu des huiles, planches et palettes, pneumatiques usagés...

Source : Inventaire ANDRA 2009, Areva NC BDE

3.1.1. Les ouvrages miniers (TMS et MCO)

Les ouvrages miniers concernent les différents types d'excavation que les exploitants ont développés pour accéder au minerai. On distingue deux types, les mines à ciel ouvert (MCO) et les travaux miniers souterrains (TMS), que le GEP a pu tous deux étudier sur les sites de la Division minière de la Crouzille. D'une manière générale, le choix entre les deux configurations dépendait de la structure topographique du terrain mais surtout de la profondeur du minerai, l'exploitation par TMS étant systématique au-delà d'une centaine de mètres mais pouvant intervenir à faible profondeur. Très souvent les deux types de travaux ont existé sur un même gisement et le réseau de galeries souterraines communique avec l'excavation à ciel ouvert.

En Limousin, les gisements sont de type filonien, développés le long des fractures majeures généralement verticales du massif granitique ; les travaux miniers qui suivent ces structures géologiques peuvent donc s'étendre en profondeur sur quelques centaines de mètres et atteindre le kilomètre en extension horizontale. La plupart du temps, les gisements sont dispersés et de faible extension ; l'exploitant a donc dû multiplier les points d'accès au minerai. Les sites d'exploitation se sont d'abord développés indépendamment, puis au fur et à mesure de leur extension, ils ont pour certains été réunis par des galeries souterraines ce qui permettait une gestion plus centralisée du transport du minerai et des eaux d'exhaure. Il existe ainsi à présent sur la Division minière de la Crouzille, en plus de sites isolés, deux grands ensembles d'extension plurikilométrique : le secteur de Fanay-Augères sur le bassin du Ritord et le secteur de Margnac-Pény sur le bassin du Vincou. Après la fermeture des

Partie II

mines, ces connexions par le fond ont joué un rôle important sur l'impact hydraulique des travaux miniers au sein des bassins versants.

Au total, 43 MCO et 25 TMS sont recensés en Limousin ayant conduit à la production de 36 000 tonnes d'uranium, soit près de la moitié de la production française, pour 76 millions de tonnes de minerai traité. Les sites miniers souterrains se développent en profondeur sous le domaine public et peuvent localement générer un risque d'affaissement. D'après les informations communiquées au GEP, ce risque ne conduit pas actuellement à des restrictions d'usage du sol hors des sites. Les sites d'exploitation à ciel ouvert, lorsqu'ils sont remblayés, peuvent se trouver également intégrés au domaine public. Lorsqu'il subsiste des excavations présentant un danger de chute pour les personnes, l'exploitant se doit de mettre en place des clôtures et de signaler le danger. Les sites concernés par ce type de danger dans le Limousin dont le GEP a eu connaissance étaient encore propriété d'Areva NC. Certains sites ont été aménagés à des fins touristiques en profitant du plan d'eau établi dans une MCO, c'est le cas du site du Puits de l'Age dans la Haute-Vienne ou de Gouzou dans la Creuse. D'autres MCO ont en revanche été utilisées pour y stocker des résidus de traitement, comme à Bellezane, à Montmassacrot ou encore au Brugeaud sur la Division minière de la Crouzille. Enfin, d'autres sites ont pu être cédés à des propriétaires privés ou sont entrés par cession dans le domaine privé des communes.

À l'arrêt de l'exploitation, deux grandes catégories de problèmes se sont posées : la mise en sécurité des travaux miniers et la gestion des eaux. Dans le cas où des résidus ont été stockés dans une MCO s'ajoute la question de la fermeture et du réaménagement du stockage. Ce point est évoqué au 3.1.3.

● Mise en sécurité des travaux miniers

La mise en sécurité des travaux miniers a concerné la consolidation des vides souterrains résiduels et la fermeture des accès. La question de la stabilité mécanique des terrains ne se pose pas de manière cruciale en Limousin dans la mesure où l'on a affaire dans la plupart des cas à des travaux profonds dans une formation granitique d'excellente tenue mécanique. Elle peut toutefois concerner des vides proches de la surface sur des secteurs particuliers. Là où l'exploitant avait connaissance des points sensibles au moment de la fermeture, il a généralement réalisé les aménagements nécessaires pour assurer la stabilité à long terme. Ailleurs, il peut être amené à intervenir pour réparer les désordres qui se manifestent au fil de l'évolution des ouvrages. Compte-tenu de caractéristiques géologiques rappelées précédemment, ces désordres restent, à la connaissance du GEP, limités en nombre et en gravité sur la Division minière de la Crouzille. Cet aspect s'écartant par ailleurs de son champ de mission, le GEP n'a pas approfondi le sujet.

D'une façon générale, le remblayage des travaux miniers souterrains a été pratiqué en Limousin étant donné la struc-

ture en filons verticaux des gisements. Dans certains cas, des remblais hydrauliques sous forme de sables issus du cyclonage de résidus de traitement dynamique, ou parfois du béton ont été utilisés pour conforter certains points particuliers notamment là où le gisement se développait horizontalement. Cette utilisation particulière d'une fraction spécifique des résidus n'est pas rare, comme le montre l'inventaire des remblayages de ce type sur la seule Division minière de la Crouzille (voir [tableau 7](#)). Elle soulève une question importante du point de vue réglementaire (voir la [section 2.2.2.](#)) mais ne modifie *a priori* pas de manière significative la nature de l'objet technique que constituent des TMS. Ce point est toutefois abordé de manière spécifique dans la suite de la présente section.

La question de la fermeture des accès aux travaux miniers souterrains n'a pas été regardée par le GEP. Elle ne soulève *a priori* pas de problème significatif pour les sites de Haute-Vienne et ceux du Limousin, dans la mesure où tous les ouvrages (puits de mines, descenderies, cheminées techniques) étaient répertoriés et ont pu être ainsi rebouchés selon les règles de l'art. Ce point serait à vérifier pour les sites situés en dehors de la Division minière de la Crouzille, dans le reste du Limousin et dans les autres régions minières, en particulier pour les sites les moins bien connus. Soulignons que des forages atteignant les TMS en profondeur peuvent encore subsister ; leur présence est intéressante et a été mise à profit par le GEP car ils permettent d'accéder aux TMS pour mesurer des niveaux d'eau et prélever des échantillons.

Tableau 7. Remblayages hydrauliques opérés sur les sites de la Division minière de la Crouzille

Site	Tonnes sèches	Période de remblayage	
Faney	Siège	318 315	1958-1985
	Augères	106 741	1966-1982
	Tenelles	19 608	1977-1988
	Sud Gouillet	24 122	1980-1989
	Sagnes Sud	71 252	1980-1989
	Betoule	14 572	1980-1989
	Grammont 17	5 638	1985-1988
Margnac	Puits	395 113	1963-1990
	Peny	57 788	1983-1990
Le Fraisse	37 286	1981-1987	
Les Gorges	10 681	1981-1986	
Bellezane	14 179	1980-1985	
Puy de l'Age	87	1984	
Total	1 075 382	1958 - 1990	

Source : Areva NC, BDE

● Gestion des eaux des mines

La gestion des eaux après fermeture des travaux miniers constitue un point essentiel. Après l'arrêt des pompes d'exhaure, l'eau envahit inévitablement les vides résiduels et le niveau remonte jusqu'à atteindre un ou plusieurs points

naturels ou artificiels de débordement ou de résurgence. Ces sorties d'eau peuvent s'exprimer à l'air libre, par exemple à la faveur d'une galerie débouchant au jour. Elle est alors bien identifiée et l'eau peut être facilement collectée pour contrôle. Cependant le débordement peut ne pas être visible et s'effectuer de manière diffuse dans le système aquifère superficiel, la collecte et le contrôle des eaux sont alors beaucoup moins aisés.

Après noyage des travaux miniers, il se constitue un ou plusieurs réservoirs d'eau occupant tout ou partie des TMS et des MCO. Ces réservoirs sont alimentés d'une part, latéralement par les circulations d'eau souterraine établies dans le massif encaissant, et d'autre part verticalement par les infiltrations des eaux de pluie précipitées sur l'emprise des travaux. Ils sont drainés au niveau des points de débordement mais il peut aussi exister des fuites diffuses au travers du massif.

La présence éventuelle de fuites diffuses constitue un point important à vérifier. Toutefois en Limousin, l'encaissant granitique constitue un massif très peu perméable. Bien que présentant des failles ce massif est peu propice aux fuites et à l'établissement d'un système aquifère notable, en dehors de la zone superficielle altérée sur une épaisseur de l'ordre d'une dizaine de mètres (encore appelée zone arénisée). À partir des données exploitées par le GEP sur quelques sites de la Division minière de la Crouzille, il est possible d'estimer que les écoulements diffus sont en général très peu importants et que la majorité des eaux issues des réservoirs miniers s'expriment sous forme d'exutoires bien identifiés. Cette situation présente globalement un caractère favorable pour la collecte et le contrôle à la source des effluents miniers. Il conviendra toutefois de confirmer ce constat qui n'est probablement pas généralisable à tous les sites, par des études hydrogéologiques spécifiques. On peut ainsi penser qu'en contexte géologique sédimentaire plus propice aux circulations d'eau souterraine, il n'en serait pas de même.

Un point important est de noter l'existence des deux types d'eaux alimentant le réservoir minier. Les eaux provenant de l'infiltration directe des pluies ont un caractère oxydant du fait de leur contact avec l'atmosphère et ont un parcours descendant en situation non-saturée au travers du massif rocheux. Ce parcours est d'autant plus important que le niveau d'eau dans le réservoir minier est profond. Si des minéraux se trouvent sur le parcours des eaux, les conditions sont alors propices à la mise en solution de divers éléments chimiques et à la production d'eau polluée. Sur les sites sur lesquels le GEP a conduit une analyse détaillée, l'exploitant était sensibilisé à ce phénomène et a, dans la mesure du possible, réalisé les aménagements nécessaires. Il a pour cela veillé à intercepter ces eaux à la faveur des travaux miniers avant qu'elles ne puissent atteindre le réservoir profond. En fonction de leurs caractéristiques radiologiques et chimiques, les eaux interceptées peuvent nécessiter un traitement avant rejet.

À l'opposé, les eaux arrivant dans le réservoir par l'intermédiaire du massif saturé ont perdu l'essentiel de leur oxygène et sont peu agressives vis-à-vis des assemblages de minéraux présents dans et autour des anciens ouvrages miniers. Elles sont donc moins sujettes à dissoudre des éléments. Leur intrusion dans le réservoir minier est par contre inévitable, aucun aménagement ne permettant de les limiter.

Une conséquence directe de ce comportement des eaux d'alimentation du réservoir minier est qu'il est plus favorable que les vides miniers résiduels soient complètement noyés car cela minimise les apports d'oxygène au système. Ceci a été constaté de manière générale dans de nombreuses mines métalliques, notamment les mines de plomb-zinc. Aucune étude géochimique systématique n'a été entreprise en ce sens pour le cas de l'uranium en Limousin mais, dans la mesure où la solubilité de l'uranium est fortement favorisée par le caractère oxydant de l'eau, cette situation doit aussi s'appliquer.

Au final, la qualité des eaux de débordement d'un réservoir minier est influencée à la fois par les propriétés chimiques des eaux qui alimentent ce réservoir et par la nature des phases solides qui sont en contact avec l'eau dans les vides miniers. Ces solides sont ceux présents naturellement dans les roches encaissantes mais peuvent également être d'origine extérieure, lorsque des matériaux étrangers comme les remblais ont été introduits dans les excavations. La présence de sables cyclonés issus de résidus de traitement du minerai dans certains remblais, déjà évoquée précédemment, doit faire l'objet de ce point de vue d'une attention particulière. Toutefois, les données sur les caractéristiques de ces sables, les volumes concernés et l'observation de la qualité des eaux entre sites ayant accueilli des sables cyclonés ou non, conduisent à penser que l'incidence de ce type de remblais sur la qualité des eaux s'écoulant des TMS devrait être limitée. Ce point n'a toutefois pas été vérifié en détail dans le cadre des travaux du GEP et le rôle des sables cyclonés sur les caractéristiques des eaux reste à sa connaissance mal connue, aucune étude systématique n'ayant été, semble-t-il, effectuée sur le sujet. Un effort particulier devrait être engagé sur ce point.

Rappelons que les circulations au sein du réservoir minier sont conditionnées par la structure des vides résiduels, même remblayés, qui constituent des voies de cheminement préférentiel. L'interconnexion des travaux miniers en profondeur règle ces circulations si bien que des transferts d'eau peuvent avoir lieu indépendamment des bassins versants superficiels qui les alimentent. L'hydrogéologie locale peut ainsi être modifiée par la présence des vides miniers de manière profonde et définitive. Par rapport à la situation actuelle, il n'est pas exclu que des mouvements de terrain en profondeur modifient dans le futur les caractéristiques hydrodynamiques des réservoirs miniers et que les circulations souterraines évoluent avec le temps. Ces modifications peuvent éventuellement remettre en cause l'efficacité des

Partie II

dispositifs mis en place pour intercepter les effluents miniers les plus concentrées en radioactivité et en substances toxiques et ainsi modifier les impacts. Ce pourrait être par exemple le cas si l'effondrement d'un ouvrage souterrain modifie les conditions de drainage d'une partie du réservoir minier et induit l'apparition de nouveaux points de débordement non contrôlés. La surveillance des débits de débordement et du niveau de l'eau des travaux miniers apparaît de ce fait importante. Une modification inhabituelle de ceux-ci peut en effet traduire un tel phénomène et justifier une action en vue d'en cerner les causes ou d'en rechercher les conséquences éventuelles.

Lorsque les travaux miniers ne sont pas totalement noyés, il se constitue un réservoir gazeux au dessus du plan d'eau pouvant engendrer une accumulation du radon dégagé par le terrain et par les eaux. Ce radon n'est pas directement dangereux car les travaux miniers ne sont pas accessibles mais il pourrait l'être potentiellement s'il atteignait la surface via le réseau de fracturation du sol et les galeries d'accès au jour dont l'obturation ne serait pas suffisamment étanche au gaz. Les conditions d'une telle configuration n'ont toutefois pas fait l'objet d'un inventaire détaillé et ne peuvent donc être exclues. Ce point mériterait une attention particulière au cours d'une analyse des dangers site par site, telle que celle conduite dans le cadre des bilans de fonctionnement prévus par la circulaire du MEEDDM et de l'ASN en date du 22 juillet 2009.

• Les dangers représentés par les ouvrages miniers

Si l'on exclut les problèmes de stabilité mécanique qui sortent du champ de compétences du GEP et la question du radon, qui relève de configurations particulières, les dangers représentés par les ouvrages miniers sont essentiellement dus aux émissions d'eau potentiellement chargées en éléments polluants dans l'environnement. Le mécanisme de drainage acide (voir la [section 3.2.3.](#)) s'exerce en effet à des degrés divers pour rendre les eaux acides et les charger en sulfates et en métaux. Dans un environnement granitique tel que le Limousin, les éléments les plus gênants, à la fois sur le plan chimique et sur le plan radiologique, sont l'uranium et le radium qui présentent la solubilité maximale dans le contexte géochimique local. Sur d'autres types de gisement, la présence de minéraux contenant de l'arsenic peut être à l'origine d'une pollution renforcée par cet élément toxique ; ce n'est pas le cas pour les mines d'uranium du Limousin.

Notons que l'émission d'eau polluée à partir de travaux miniers abandonnés est un phénomène général dont l'intensité dépend des assemblages minéraux en place, du mode d'alimentation du réservoir minier et de son état de remplissage. Il est plus intense au début de l'ennoyage et s'atténue dans le temps avec la mise en place de processus d'oxydo-réduction régulateurs et avec la disparition progressive des sources minérales génératrices d'éléments polluants. Les évolutions sont cependant très lentes et selon le

contexte hydrogéologique et hydrochimique, il n'est pas exclu que les concentrations observées dans les eaux collectées restent longtemps au-dessus de niveaux justifiant aujourd'hui un traitement des eaux avant rejet dans l'environnement. De surcroît, le rôle que peuvent jouer sur la qualité des eaux certains remblais, comme les sables cyclonés provenant de résidus de traitement, n'est pas suffisamment connu.

Le fonctionnement hydraulique d'un réservoir minier et par voie de conséquence son fonctionnement hydrochimique, sont conditionnés par son niveau de remplissage, lui-même contrôlé par l'altitude des exutoires. Tout changement pour des causes naturelles ou artificielles du niveau d'eau peut avoir des conséquences importantes et irréversibles sur la qualité des eaux émises et doit donc être évité et détecté à temps. Ces changements, qui ont été déjà évoqués en lien avec des mouvements de terrain en profondeur, peuvent également être liés à une modification de la recharge en eau du réservoir, du fait d'une évolution de la pluviométrie par exemple.

Les anciens ouvrages miniers d'uranium, qu'il s'agisse de travaux miniers souterrains remblayés ou de mines à ciel ouvert, constituent une source de relâchement de substances potentiellement polluantes (uranium, radium et leurs descendants, et le cas échéant métaux associés) dans l'environnement par les écoulements d'eau. Ce point devra faire l'objet d'une attention particulière dans la caractérisation et la surveillance des sites, afin de s'assurer d'une bonne connaissance et d'une bonne compréhension des écoulements d'eau. La présence en remblais d'ouvrages souterrains de résidus, sous forme de sables cyclonés, peut constituer un enjeu particulier pour la qualité des eaux ; le GEP recommande que le rôle éventuel de tels matériaux soit systématiquement caractérisé.

Les ouvrages miniers souterrains peuvent également représenter ponctuellement une source d'exposition au radon, dans des situations particulières telles que la présence de galeries peu profondes ou une défaillance dans l'obturation au gaz d'ouvrages reliant les vides souterrains à la surface. Le GEP recommande que de telles situations soient recherchées sur les sites présentant des conditions favorables à leur réalisation.

3.1.2. Les verses à stériles

Les stériles désignent les roches du milieu naturel encaissant qu'il est nécessaire d'extraire pour accéder au minerai. Ils contiennent tous les radionucléides de la famille de l'uranium 238 et de l'uranium 235 à l'équilibre. Comme indiqué au chapitre 1, on distingue les stériles francs des stériles de sélectivité. Les stériles francs correspondent aux roches encaissantes du gisement granitique ou sédimentaire ; ils contiennent de l'uranium au niveau du bruit de fond (de l'ordre de quelques dizaines de ppm pour le granite

du Limousin, soit une activité massive de l'ordre de quelques centaines de Bq/kg pour chaque radionucléide ; de l'ordre d'un à quelques ppm en contexte sédimentaire). Les stériles de sélectivité sont les matériaux de la roche encaissante situés en auréole du minerai. Ils présentent de ce fait des teneurs en uranium supérieures à celle des stériles francs, mais inférieures à celle du minerai. La teneur en uranium au dessus de laquelle le matériau est considéré comme économiquement valorisable caractérise le seuil de coupure. Sa valeur est définie sur la base de critères économiques et fluctue selon le secteur géographique, la période d'exploitation mais surtout le type d'exploitation (mines à ciel ouvert, travaux miniers souterrains).

Les informations disponibles concernant l'exploitation des mines du Limousin (Haute-Vienne, Creuse et Corrèze) indiquent des valeurs de seuils de coupure variant généralement entre 100, 200 et 400 ppm d'uranium, les valeurs les plus hautes correspondant aux périodes de faible valeur économique de l'uranium, c'est-à-dire dans le courant des années quatre-vingt.

Au seuil de coupure défini précédemment, s'ajoute parfois un autre seuil qui différencie un minerai d'un minerai pauvre. Le minerai pauvre était soit traité sur des stalles de lixiviation statique (ou lixiviation en tas ; voir 2.1.1.), soit déposé en attente d'un éventuel traitement futur. Les minerais les plus riches étaient, quant à eux, généralement envoyés vers les usines de traitement dynamique. Comme les seuils de coupure, les seuils définissant les minerais pauvres ont également beaucoup varié selon les époques et les sites ; des valeurs de l'ordre de 600 à 1 000 ppm en uranium peuvent cependant être retenues en première approximation.

L'évolution des conditions économiques ou d'autres considérations ont ainsi pu conduire au dépôt en verses sur les sites, de minerais pauvres (en attente d'un traitement ultérieur qui a éventuellement pu ne jamais avoir lieu) ou de stériles particulièrement riches. A ces dépôts s'ajoutent la présence, beaucoup plus ponctuelle, de minerais mélangés à des stériles du fait d'erreurs de tri. La présence de minerais (ou de stériles riches) dans une verse peut avoir, de par leur teneur élevée en uranium, une influence significative sur les impacts potentiels de cette verse. Le GEP n'a pas eu l'occasion d'approfondir l'examen de telles situations ni d'en dresser l'inventaire ; des cas ont toutefois été évoqués au cours de ses discussions, notamment sur les sites de Mailhac sur Benaize au Nord du département de la Haute-Vienne (avec un seuil de coupure entre stérile et minerai de l'ordre de 300 ppm avant 1996 et 1 000 ppm au-delà de cette date), ou sur certains sites de Creuse. Compte-tenu des enjeux particuliers qu'elles représentent, ces situations mériteraient d'être inventoriées de manière plus systématique.

Il est à noter qu'à partir de 1990, les matériaux (stériles, minerais pauvres et minerais) dont la teneur en uranium excédait 300 ppm devaient faire l'objet d'un plan de gestion, conformément au RGIE (article 8 du décret 90-222 du 9 mars 1990). Certains ont été utilisés en première couche

de couverture des stockages de résidus ou de remblayage de certaines mines à ciel ouvert. Toutefois, des matières concernées par ce seuil ont pu être gérées avant la mise en place de cette règle dans le cadre des premiers réaménagements.

Comme pour d'autres mines, afin d'optimiser les opérations mais aussi parce que l'exploitant avait la maîtrise du foncier, les stériles ont été la plupart du temps stockés sous forme de verses sur les sites de production. Les verses ont sur certains sites été reprises en cours d'exploitation pour constituer des remblais de travaux miniers, des digues et des couvertures pour les stockages des résidus, des soubassements pour les bâtiments d'infrastructure ou encore des granulats pour les bétons utilisés pour remblayer certains travaux miniers développés horizontalement. En fin d'exploitation, les stériles ont pu être utilisés pour combler partiellement ou en totalité les mines à ciel ouvert et pour effectuer différentes opérations de remodelage du paysage. Enfin certains stériles ont pu être réutilisés en dehors des sites miniers comme matériaux de remblais ou d'empierrement (ils sont dès lors, dans l'approche proposée, considérés comme un objet facteur de risque différent, constituant une source secondaire, dont les caractéristiques sont discutées à la section 3.1.4.).

Il subsiste à présent sur les sites et dans leurs alentours des stocks de roches remaniées constituant des unités de volumes variés parfois très importants. Les évaluations disponibles conduisent à un total de près de 170 millions de tonnes pour l'ensemble des sites français. Contrairement aux résidus miniers qui sont stockés dans des ouvrages soumis au régime des ICPE, les stériles peuvent se trouver dans le domaine public en dehors des terrains clôturés par l'exploitant ou sur des parcelles privées sur lesquelles plus aucun contrôle n'a eu lieu depuis la fin d'exploitation. Les principales quantités de stériles sont connues de l'opérateur minier qui les a répertoriées et cartographiées lorsqu'elles se trouvent sur les grandes zones d'exploitation. Sur d'autres sites, plus petits, la connaissance peut être beaucoup moins bonne.

D'une manière générale, l'exploitant a cherché à minimiser les transports de stériles si bien que le stock de stériles associé à une excavation à ciel ouvert ou souterraine se trouve toujours à proximité de celle-ci ; l'importance du stock étant en rapport avec le volume de l'excavation correspondante. Notons que des stériles ont pu également être produits ou utilisés pour aménager les espaces nécessaires aux infrastructures minières du jour (pistes d'accès, carreaux miniers, plate-forme d'usine).

Enfin, les verses n'ont en général reçu aucune couverture particulière. Elles ont pu faire l'objet en revanche, dans le cadre du réaménagement des sites, d'un effort de stabilisation mécanique et d'un remodelage destiné à améliorer leur intégration paysagère. Dans ces cas particuliers, une couverture végétale a pu être mise en place.

Partie II

Pour être complet, il convient de signaler que dans certains cas les verses à stériles peuvent contenir des matériaux inertes provenant du démantèlement des installations minières (fûts et structures métalliques contaminés compactés, produits de démantèlement, déchets divers...).

• Les dangers représentés par les verses à stériles

Les verses à stériles contiennent des minéraux d'uranium et associés à cet uranium, les radionucléides des chaînes radioactives naturelles. Bien que leur radioactivité moyenne reste normalement faible, l'expérience montre qu'il existe localement dans les verses à stériles des matériaux dont la teneur est significativement plus élevée et s'approche de la teneur des minerais. C'est plus particulièrement le cas pour les verses contenant des stériles de sélectivité, voire des minerais pauvres non traités. Quatre types de dangers peuvent résulter de la présence en surface de stériles miniers :

- l'exposition au rayonnement gamma ; ce danger est peu prononcé lorsque les stériles sont de faible teneur, mais peut être significatif pour des stériles riches (ou des minerais pauvres) ;
- l'exhalaison de radon ; ce danger doit être pris en considération dans la mesure où si les activités volumiques sont faibles (mais les volumes importants), elles se situent dans la fourchette haute des valeurs rencontrées dans les sols et sous-sols français ; ce danger est toutefois limité tant que le radon exhalé par les stériles est émis et se dilue en atmosphère libre, dans des zones non bâties, comme c'est généralement le cas aujourd'hui ;
- l'émission dans l'environnement d'eaux chargées en substances radioactives ou chimiques ; ce danger doit être pris en considération en cas de drainage acide. Le drainage acide provient ici de l'altération sous l'effet des eaux météoriques des minéraux constituant les stériles. Il génère en milieu granitique des eaux sulfatées. Le phénomène de drainage acide est particulièrement actif dans les verses à stériles, dans la mesure où l'écoulement des eaux s'y effectue principalement en condition non-saturée et en présence d'air, et dans la mesure où les verses ont été constituées à l'origine par des matériaux très sensibles à l'altération (car fraîchement retirés d'un massif en profondeur dans lequel ils se trouvaient dans un contexte d'équilibre géochimique sensiblement différent de celui prévalant en surface). Ces écoulements se localisent en particulier en pied de verse ;
- l'incorporation par ingestion ou inhalation de poussières radioactives. Ce danger est en général peu marqué car les stériles sont constitués de matériaux grossiers peu propices à la génération de poussières ; il est également minimisé par la couverture végétale.

Dans le cas des verses à stériles, il convient d'être particulièrement vigilant dans l'identification des dangers car ces objets se trouvent souvent dans le domaine public et peuvent échapper à la surveillance systématique de l'exploitant.

Les verses à stériles des anciens sites miniers d'uranium constituent généralement une source de relâchement de substances potentiellement polluantes (uranium, radium et leurs descendants, avec, le cas échéant, des métaux associés) dans l'environnement par les écoulements d'eau. Ces verses, qui peuvent se trouver dans le domaine public, ne sont pas toujours bien répertoriées. Le GEP recommande donc d'effectuer un inventaire exhaustif des verses existantes et de caractériser leur environnement hydrologique en recherchant en particulier les écoulements diffus en pied de verse.

Les verses peuvent également représenter, de façon plus ponctuelle, une source d'exposition au rayonnement gamma ou d'exposition au radon, dont l'intensité dépend de la teneur des matériaux déposés. Une attention particulière doit être portée à la présence dans les verses de matériaux présentant des teneurs en uranium significatives (stériles de sélectivité, blocs de minerais, voire minerais pauvres) ou de déchets issus du démantèlement des installations minières. Ces situations doivent être recherchées et caractérisées en fonction des enjeux et des conditions particulières, notamment la présence de bâtiments.

3.1.3. Les stockages de résidus miniers

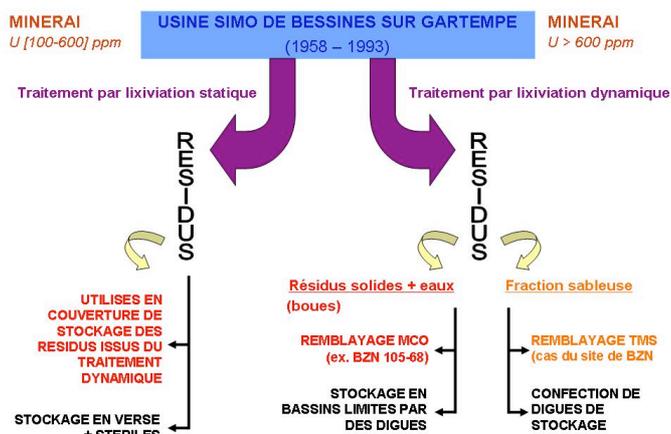
Les résidus miniers proviennent du traitement mécanique (broyage) et chimique du minerai d'uranium extrait. Comme indiqué au 2.1.1., deux modes de traitement différents ont été appliqués :

- les minerais suffisamment riches (généralement, plus de 600 ppm ; voir 3.1.2.) étaient réduits en poudre de quelques microns puis traités en usine par une solution d'attaque appropriée (lixiviation dite dynamique) acide ou basique selon la nature de la roche encaissante (en règle générale, la solution était une solution acide pour les minerais du Limousin dont la gangue est granitique). La solution résultante contient 90-95 % de l'uranium du minerai. L'uranium en est extrait puis précipité sous forme d'uranate d'ammonium (yellow cake), qui est la forme commerciale de l'uranium. Les résidus de traitement dynamique se présentent sous forme de pulpes de granulométrie faible en moyenne. Ponctuellement, la fraction la plus grossière de ces résidus a été séparée par cyclonage. La fraction ainsi produite, constituée de sables, a été utilisée comme matériaux de remblayage hydraulique de travaux miniers souterrains sur certains sites (voir 3.1.1.) ;
- pour des raisons économiques, les minerais plus pauvres (généralement de 100 à 600 ppm ; voir 3.1.2.) étaient concassés en particules grossières puis subissaient une lixiviation par arrosage avec de l'acide sulfurique (lixiviation dite statique). Dans ces conditions, le « jus » ou lixiviat contenait 60-70 % de l'uranium du mine-

rai ; ce pré-concentré était à son tour transformé en yellow cake par traitement chimique. Les résidus de traitement statique se présentent sous forme de blocs rocheux de dimension grossière (généralement décimétrique).

Ce sont les insolubles des traitements chimiques qui sont appelés « résidus miniers ». Il s'agit donc de déchets chimiques radioactifs. La figure 9 illustre les filières de traitement et la gestion des différents résidus produits par l'usine SIMO de Bessines entre 1958 et 1993.

Figure 9. Traitement du minerai et stockage des résidus, usine SIMO de Bessines



Source : IRSN

• Caractéristiques des résidus

Les compositions minéralogiques et chimiques des résidus au moment de leur production sont connues. On y retrouve les minéraux d'uranium et d'autres minéraux secondaires comme le gypse, des argiles, des hydroxydes de fer et des sulfates de calcium, provenant des réactifs des traitements. D'après les résultats d'analyses effectuées par Areva sur des résidus issus de l'usine de Bessines, les éléments majeurs sont caractéristiques de la composition d'un granite, à savoir le silicium (50-70 % de silice), l'aluminium (10-16 % d'alumine), le fer (2-10 % d'oxyde de fer), le calcium (3-6 % d'oxyde de calcium). On y trouve aussi 5 à 8 % de sulfates (de calcium) et moins de 1 % de phosphates et carbonates. L'évolution minéralogique et chimique des résidus après leur mise en stockage est par contre moins bien connue car peu de travaux ont été entrepris à ce jour pour les caractériser.

La radioactivité initiale des résidus provient de celle de l'uranium non extrait et des radionucléides accumulés à l'équilibre dans les minerais avant traitement. Globalement, les résidus renferment l'uranium qui n'a pas été extrait, accompagné de tous les radionucléides des chaînes naturelles de ^{238}U et ^{235}U , présents initialement dans le minerai. Les résidus de traitement dynamique contiennent environ 5 % de l'uranium initialement contenu dans le minerai, mais leur radioactivité peut atteindre 80 à 90 % de la radioactivité initiale du minerai. La radioactivité moyenne globale des

résidus de lixiviation est de l'ordre de quelques centaines de Bq par g (dont quelques dizaines de Bq par g en ^{226}Ra) ; celle des résidus de lixiviation statique est généralement plus basse.

Ces caractéristiques moyennes placent les résidus miniers entre les déchets de très faible activité (TFA) radifères stockables au Centre de stockage de déchets TFA de Morvilliers (qui peuvent contenir des activités massiques moyennes en Ra-226 allant jusqu'à 10 Bq/g) et les déchets radifères relevant de la catégorie des déchets de faible activité à vie longue (FA-VL) pour lesquels l'Andra cherche actuellement un site pour y construire un centre de stockage. Il est important de signaler qu'à l'époque de la production des résidus de traitement de minerais d'uranium, ces filières de gestion des déchets radioactifs n'existaient pas. Il est également utile de rappeler que les volumes des résidus miniers sont très importants (50 Mt) et sans communes mesures avec les volumes de déchets pour lesquels les centres de stockage de l'Andra évoqués ci-avant ont été ou seront dimensionnés.

• Caractéristiques des stockages

Les résidus ont été stockés dans les fosses des mines à ciel ouvert qu'ils contribuent à remblayer, ou dans des ouvrages spécialement aménagés, en barrant un fond de vallée au moyen de digues en général construites avec des stériles. Comme déjà évoqué à plusieurs reprises, certains travaux miniers souterrains ont été remblayés avec la fraction des résidus la plus grossière (et également la moins active), en l'occurrence les sables provenant du cyclonage des résidus de lixiviation dynamique. Les résidus sont recouverts par une couverture multicouche de plusieurs mètres constituée de stériles, de minerai pauvre et finalement de terre végétale. La couverture joue les rôles de protection mécanique et radiologique ; elle n'a pas pour objectif de s'opposer à l'infiltration de l'eau de pluie, elle la limite cependant en favorisant le ruissellement.

D'autres déchets, par exemple les déchets d'exploitation et de démantèlement des usines de concentration des minerais peuvent avoir été ensevelis avec les résidus. Enfin, certains stockages ont pu recevoir périodiquement les boues des stations de traitement des eaux et peuvent en recevoir encore aujourd'hui, de façon maîtrisée et autorisée.

En fonction des conditions topographiques et hydrogéologiques locales, différentes configurations de stockage peuvent être rencontrées (figure 10). Ainsi les résidus peuvent se trouver hors d'eau en conditions non saturées, seulement soumis à l'infiltration des précipitations, partiellement sous eau ou encore surmontés d'une surface d'eau libre (c'est le cas du stockage de résidus des Bois Noirs dans le Forez). Ces conditions de stockage influent naturellement sur l'évolution chimique que subissent les résidus avec le temps, essentiellement sous l'effet de la présence ou de l'absence de l'oxygène apporté par l'air.

Tableau 8. Sites de stockage de résidus du traitement de minerai d'uranium en France

Site de stockage ^a	Part du total stocké	Type de stockage	Origine ^b	Résidus stockés : Tonnage ^c (millier de tonnes) Activité ^d (²²⁶ Ra)		
				1	2	1+2
				Traitement dynamique	Traitement statique	Total
Alsace						
Teufelsloch	0,01 %	Bassin aménagé	Lixiviation sur site, minerai local ^e	–	4 0,05 TBq	4 0,05 TBq
Auvergne						
Rophin	0,06 %	Bassins aménagés	Usine du site, minerai local	30 0,31 TBq	–	30 0,31 TBq
Saint-Pierre	1,2 %	MCO comblée, bassin	Usine du site, minerai local ^f	70 2,4 TBq	535 5,5 TBq	605 ^g 7,9 TBq
Bourgogne						
Bauzot	0,03 %	MCO comblée	Usines SICN, Cerca, Bouchet ^h	16 2,9 TBq	–	16 2,9 TBq
Gueugnon	0,4 %	Bassin aménagé	Usine du site, minerais Afrique/Fr ⁱ	220 10,5 TBq	–	220 10,5 TBq
Languedoc						
Le Cellier	12,0 %	MCO comblée, tas	Usine du site, minerai local	1 700 23,9 TBq	4 240 19,2 TBq	5 940 43,1 TBq
Le Bosc (Lodève)	10,0 %	MCO comblées, tas	Usine du site, minerai local	4 140 170 TBq	820 7,5 TBq	4 960 177,5 TBq
Limousin						
Bellezane	3,1 %	MCO comblées	Usine Simo (Bessines), curages ^j	1 510 48 TBq	42 0,6 TBq	1 552 48,6 TBq
Le Bernardan (Jouac)	3,7 %	Alvéoles	Jouac, Crouzille, Bertholène ^k	1 810 110 TBq	–	1 810 110 TBq
SIB ^l	Brugeaud	MCO comblée	Usine SIMO, usine du Bouchet, verse Brugeaud ^m	5 770 130 TBq	6 760 12 TBq	12 530 142 TBq
	Lavaugrasse	Bassin aménagé		5 680 141,5 TBq	1 800 3,6 TBq	7 480 145,1 TBq
Montmassacrot	1,5 %	MCO comblée	Usine Simo (Bessines)	740 19 TBq	–	740 19 TBq
La Ribière	0,4 %	MCO comblée	Lixiviation sur site, minerai local	–	197 0,85 TBq	197 0,85 TBq
Midi-Pyrénées						
Bertholène	0,9 %	Bassin aménagé	Lixiviation sur site, minerai local	–	470 7,6 TBq	470 7,6 TBq
Pays-de-Loire						
La Commanderie	0,5 %	MCO comblée	Lixiviation sur site, minerai local	–	250 1 TBq	250 1 TBq
L'Ecarpière	22,9 %	Bassins aménagés	Usine du site, minerai Vendée	7 570 170 TBq	3 770 16 TBq	11 340 186 TBq
Rhône-Alpes						
Bois-Noirs Limouzat	2,6 %	Bassin sous eau	Usine du site, minerai Forez	1 300 74,6 TBq	–	1 300 74,6 TBq
16 sites (17 stockages)	100 %			30 556 903,1 TBq	18 860 73,8 TBq	49 416 976,9 TBq

a. Le tableau n'inclut pas l'usine du Bouchet (Essonne), seul site de traitement qui ne soit pas devenu site de stockage. Le Bouchet a rassemblé plusieurs usines, dont l'une dédiée au traitement de minerai de haute qualité de 1949 jusqu'à 1956. Les résidus, avec d'autres déchets de l'usine, ont été envoyés vers d'autres sites pour stockage. L'annexe du Bouchet, à Itteville stocke toutefois 15 000 t de boues, 8 000 t de gravats, 2 100 t de stériles et 2 500 t d'hydroxydes. Ces derniers, contrairement aux résidus stockés dans les 17 sites recensés ici, sont intégrés à l'inventaire de déchets FA-VL pris en compte par l'ANDRA pour son projet de stockage à faible profondeur.

b. On désigne ici l'origine principale des résidus stockés sur le site : l'installation de pré-traitement (lixiviation en tas) ou l'usine de traitement ayant produit les résidus, et la provenance du minerai traité.

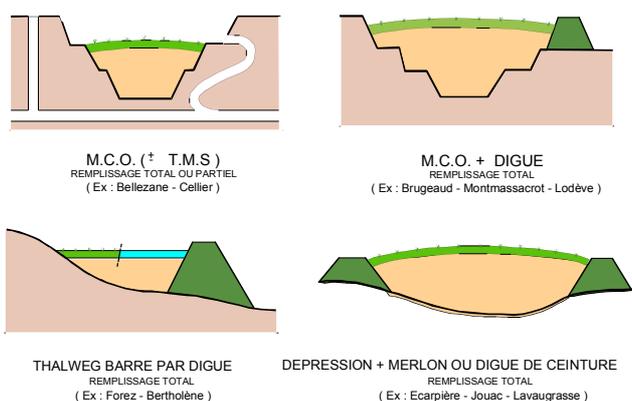
c. Les tonnages indiqués sont des tonnages arrondis présentés par Areva. D'autres sources présentent des inventaires plus précis qui ne sont pas reportés ici, sauf en note dans le cas où un écart significatif apparaît. Ces tonnages incluent parfois d'autres matériaux que les résidus de traitement. C'est le cas notamment à Teufelsloch (minerais pauvres), Bauzot (déchets divers), et Gueugnon (produits de démantèlement).

d. L'indication de l'activité en ²²⁶Ra provient de même d'Areva. Elle fournit une mesure commune de l'inventaire qui permet de comparer la situation entre les différents sites, mais ne représente pas l'ensemble de la radioactivité des résidus (incluant l'ensemble des produits présents, notamment selon les minerais d'origine le ²³⁰Th, et l'ensemble des produits de filiation). Elle n'inclut pas non plus l'inventaire total de radioactivité des sites comprenant l'ensemble des matériaux (dont les stériles). A titre d'exemple, la CRII-RAD a estimé l'activité « équivalent groupe I » (soit essentiellement ²²⁶Ra et ²³⁰Th) du site de Bellezane à 296 TBq.

- e. Les 4 kt indiqués pour Teufelsloch incluent 1 450 t de résidus de traitement par lixiviation en tas et 2 600 t de minerais à faible teneur non traités.
- f. Le site de Saint-Pierre-du-Cantal a également traité des petites quantités de minerai en provenance des zones minières d'Aveyron, de Corrèze et de Creuse.
- g. Les déchets entreposés à Saint-Pierre sont recensés dans l'inventaire ANDRA ou les bilans présentés au PNGMDR sous forme de 570 kt (dynamique) et 30 kt (statique). Il s'agit en fait de 507 760 t de résidus de lixiviation statique, et 70 000 t environ de résidus de traitement dynamique. Ce stockage contient également 27 387 t de minerai marginal non traité, correspondant à 0,1 TBq en ²²⁶Ra, sont intégrés dans le tableau avec les résidus de traitement statique.
- h. Les déchets du site de Bauzot (environ 80 000 t) ont été stockés en fûts : les 16 kt indiquées comprennent 48 000 fûts des usines SICN et Cerca de fabrication de combustible UNGG (10 400 t incluant du graphite) et 32 000 fûts des usines de traitement d'uranium du Bouchet, contenant 5 600 t de résidus de traitement.
- i. Les 220 kt du site de Gueugnon regroupent 168 000 t de résidus de minerai extrait en France, 17 060 t de résidus de minerai du Gabon, ainsi que 40 484 t de matériaux issus de démantèlement et décapage de terres.
- j. Outre les résidus de traitement de l'usine SIMO de Bessines, le stockage de Bellezane reçoit ponctuellement les boues issues du curage de sédiments de plans d'eau sous influence des sites miniers.
- k. SIB : le site industriel de Bessines, qui représente 40,4 % des résidus stockés, rassemble l'usine de traitement démantelée Simo et deux stockages, Lavaugrasse et Brugeaud.
- l. Le site de Bessines stocke notamment des résidus issus de l'usine de traitement du Bouchet (3 500 t à Lavaugrasse, 6 000 t au Brugeaud), des déchets de démantèlement de l'usine SIMO et de l'usine du Bouchet, ainsi que 18 048 fûts de déchets divers de Pierrelatte.

Sources : Areva, 2008 ; France nucléaire, 2003 ; IRSN (Mimosa), 2008

Figure 10. Principaux types de stockage de résidus miniers d'uranium



Source : Areva NC

Il existe en France 17 stockages de résidus miniers soumis au régime des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) et du Code minier. Les volumes stockés sont variables en fonction des sites et vont de quelques milliers de tonnes à 7,5 Mt, 12 stockages comportant plus de 1 Mt (voir [tableau 8](#)). Sur la Division minière de la Crouzille, quatre stockages sont répertoriés sur les sites de Lavaugrasse, Brugeaud, Bellezane, Montmassacrot pour un total de 13,6 Mt de résidus de traitement dynamique et 8,5 Mt de résidus de traitement statique. S'agissant d'installations classées, les sites de stockage sont maintenus en dehors du domaine public, clôturés et surveillés.

En dehors des sites classés, on ne peut exclure que des résidus, en faible quantité, aient été déversés, au cours des diverses opérations de manutention et transport, à proximité de leur lieu de production et se retrouvent aujourd'hui hors des stockages ; aucun inventaire ne permet actuellement de les répertorier, si toutefois ils existent effectivement. La présence de résidus en dehors des stockages a été à ce jour constatée à Gueugnon (Saône et Loire) et à Saint-Pierre du

Cantal (Cantal). Etant donnée l'importante quantité de résidus manipulés au cours des opérations de traitement des minerais, la proximité d'un lieu de production ou de stockage de résidus représente une potentialité de pollution du site concerné.

• Les dangers représentés par les stockages de résidus miniers

Les stockages de résidus miniers contiennent des déchets qui, s'ils devaient faire l'objet de choix de gestion aujourd'hui, seraient considérés comme des déchets faiblement actifs à vie longue (FA-VL) et devraient donc être stockés dans les conditions d'un centre dédié dont le concept est encore à l'étude. Ces déchets comprennent à la fois une partie résiduelle de l'uranium extrait et tous ses descendants, soit au total plus des trois quarts de la radioactivité initiale. Les stockages constituent de ce fait un danger vis-à-vis d'aléas spécifiques aux mines d'uranium : ils peuvent être la cause d'une exposition par irradiation (rayonnement gamma), d'une inhalation de radon, la source d'une émission dans l'environnement d'eau chargée en substances chimiques et radioactives ou encore la cause d'incorporation de poussières radioactives par ingestion ou inhalation. Un autre type de danger pourrait également venir d'une instabilité mécanique de l'ouvrage de stockage entraînant des écoulements de boues en aval.

Les dispositions constructives ont été normalement prises par l'exploitant pour maîtriser ces dangers : choix et aménagement d'un site assurant le confinement mécanique à long terme, mise en place d'une couverture permettant de réduire les niveaux d'exposition imputables aux résidus et les quantités de radon émises, collecte des effluents liquides complétée d'un traitement des eaux si nécessaire.

L'exemple du site de Bellezane

Le site minier de Bellezane constitue un des stockages de résidus importants du Limousin avec ses 1,5 Mt en place. Les résidus ont été placés dans deux mines à ciel ouvert contiguës qui ont été partiellement noyées après arrêt du pompage d'exhaure minière. Dans l'une, les résidus sont totalement sous eau, dans l'autre, ils le sont partiellement. Le niveau d'eau au sein des résidus est peu variable. La cote de débordement des MCO est en effet contrôlée par une galerie de mine communiquant avec des travaux miniers souterrains sous-jacents au stockage. Cette galerie débouche au jour en un point qui constitue l'exutoire unique, jouant ainsi un effet régulateur sur le niveau d'eau au sein du stockage (voir schéma). L'exploitant surveille sur ce site l'intégrité de la couverture et la qualité des eaux collectées et rejetées après traitement. Ce site a servi d'exemple au GEP pour y faire réaliser les investigations de terrain nécessaires à la mise sur pied d'une méthodologie de caractérisation du fonctionnement d'un stockage.

En sus des mesures prises habituellement par l'exploitant (débits et qualité des effluents), ces investigations ont consisté en :

- la réalisation de forages au sein des résidus et dans l'encaissant granitique rapproché,
- des prélèvements d'échantillons solides au sein des résidus,
- un suivi piézométrique des niveaux d'eau dans les résidus, dans le granite et dans les travaux souterrains sous-jacents,
- des campagnes hydrochimiques détaillées pour établir un bilan matière qualitatif et quantitatif des éléments présents dans les effluents.

Les principaux résultats de l'étude ont été de montrer que :

- la composition chimique des effluents du site était clairement influencée par la présence des résidus et qu'elle

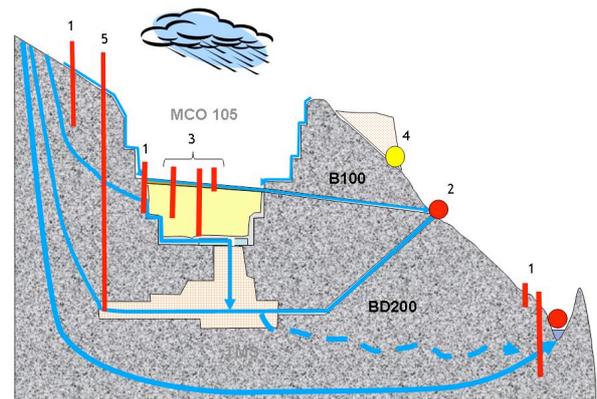
pouvait être expliquée par l'interaction au sein des résidus des différents pôles géochimiques d'eau qui les lixivient,

- les effluents du site étaient en totalité collectés et que les potentialités de fuite d'eau chargée en radio-nucléides dans l'environnement par le canal de l'aquifère granitique étaient très faibles.

Le facteur essentiel qui contrôle le fonctionnement hydraulique du site est le niveau de débordement des travaux miniers souterrains dont il convient de surveiller particulièrement le comportement.

Le cas de Bellezane est un exemple de « confinement dynamique » de résidus, l'ouvrage n'ayant pas pour finalité d'être étanche mais les effluents devant être efficacement interceptés et soumis à contrôle.

Figure 11. Schéma de circulation des eaux et du dispositif de surveillance sur le site de Bellezane



1 : surveillance des eaux souterraines du massif granitique, 2 : exhaure du réservoir minier, 3 : surveillance des eaux de résidus miniers, 4 : surveillance des eaux de verses à stériles, 5 : surveillance des eaux du réservoir minier

Les stockages de résidus miniers d'uranium constituent une source potentielle importante d'exposition au rayonnement gamma, d'exhalation de radon et de relâchement de substances polluantes (uranium, radium et leurs descendants, le cas échéant métaux associés) dans l'environnement par les écoulements d'eau.

La maîtrise de ces dangers repose sur des dispositifs de protection par la couverture (rayonnement, radon, dispersion) et sur la collecte des eaux, leurs contrôles et, lorsque nécessaire, leur traitement dans des stations dédiées.

L'inventaire des stockages et de leurs caractéristiques est aujourd'hui établi. La diversité des configurations, des conditions géotechniques et hydrologiques et des caractéristiques des matériaux qu'ils contiennent, implique toutefois de prendre pleinement en compte les spécificités de chaque site pour l'étude de son fonctionnement et l'orientation de sa surveillance et de sa gestion.

Des efforts d'études et recherches doivent par ailleurs être poursuivis pour mieux comprendre l'évolution minéralogique et chimique des résidus dans les conditions de stockage.

3.1.4. Les matériaux réutilisés

De par les caractéristiques géotechniques des roches dont ils sont issus, essentiellement des granites, les stériles présentent un attrait légitime en tant que matériau de remblai ou de terrassement. Les relations de voisinage entre les résidents locaux et l'exploitant minier ainsi que la recherche d'une valorisation des matériaux ont justifié la pratique de cessions de stériles miniers dès les premières décennies de l'exploitation de l'uranium. Elles ont concerné des particuliers aussi bien que des entrepreneurs locaux voire nationaux. Ces pratiques n'ont été tracées qu'à partir de 1984 - mais pas de façon systématique sur tous les sites - et véritablement réglementées qu'à partir de 1990.

La réutilisation de stériles miniers dans le domaine public constitue une source d'exposition potentielle diffuse du public dont la portée dépend essentiellement de la teneur en uranium des matériaux et surtout des usages.

● Teneur en uranium des stériles cédés

S'il est difficile de disposer d'éléments précis concernant les teneurs en uranium des stériles cédés avant 1984, les seuils de coupure stérile-minerai en vigueur à cette période permettent de disposer d'une première approche des teneurs en uranium de ces matériaux. Ainsi, pour les sites de la Division minière de la Crouzille, les seuils de coupure étant de 100 et 200 ppm selon la provenance des stériles (MCO et TMS respectivement), il semblerait que la teneur en uranium des stériles cédés soit vraisemblablement inférieure à 100 ppm (ce sont les stériles de MCO qui représentent les plus gros volumes produits). Des valeurs plus élevées, de 100 à 300 ppm sont envisageables si l'on se base sur les valeurs des seuils de coupure retenus pour d'autres sites. Pour ce qui concerne les teneurs en uranium des stériles cédés après 1984, issus des sites COGEMA, la procédure administrative de cession imposait une valeur limite de 100 ppm. Le respect de cette contrainte était vérifié par le biais de mesures radiométriques *in situ* sur stériles en verse ou dans les camions, soit en moyenne par chargement, ce qui n'exclut pas la présence dans ces cessions de roches contenant des valeurs beaucoup plus élevées.

Comme cela a été évoqué précédemment, les opérations de tri radiométrique qui visaient à séparer le minerai du stérile au cours de l'exploitation ont pu, ponctuellement, laisser passer des blocs dont la teneur en uranium était supérieure au seuil de coupure. De même, il existe la possibilité, qu'il y ait eu des mélanges involontaires de minerai avec des stériles, non détectables par des mesures de flux gamma. Ceci peut alors avoir conduit à la mise en verse et/ou à la cession de matériaux contenant du minerai. Ainsi, l'incertitude sur la fiabilité des mesures de contrôle d'activité des stériles mises en œuvre à l'occasion des cessions à partir de 1984 pour les sites COGEMA, s'étend au tri radiométrique qui était effectué sur le site. Par conséquent, il n'est pas improbable

de déceler dans des « stériles » cédés des blocs présentant des activités supérieures aux seuils de coupure.

● Enjeux liés aux usages

Si les usages font à partir de 1984 l'objet d'un suivi dans une partie des cas, avec notification dans le registre de cession et limitation des possibilités d'utilisation des stériles aux travaux de génie civil en excluant les constructions privées, il n'en est pas de même avant cette date. Ainsi plusieurs situations de réutilisation de stériles miniers par le passé sont envisageables, dont certaines correspondent à des situations avérées :

- l'utilisation en remblayage de voiries ou de parking ;
- l'utilisation en tant que remblai de cour (cour de ferme, cour d'école comme à Lachaux, dans le Puy de Dôme) ;
- l'utilisation en tant que matériaux de soubassements d'habitations privées ou de locaux professionnels, comme la scierie Mondière, dans la Loire.

Les stériles réutilisés présentent une forme et une composition similaires à celles des stériles en vers, conduisant aux mêmes types de danger (voir 3.1.2.), notamment vis-à-vis de l'exposition au rayonnement gamma et de l'exposition au radon. La réutilisation peut toutefois conduire, par rapport à la situation supposée sur les vers, à des usages susceptibles d'accroître significativement les expositions associées. L'exposition au rayonnement gamma peut être renforcée par la station prolongée auprès d'anomalies radiométriques présentes dans les stériles. L'exposition au radon peut être considérablement renforcée par l'occupation de bâtiments construits sur les stériles.

On peut ainsi identifier, lorsque les réutilisations sont connues, des usages incompatibles avec les caractéristiques des stériles du point de vue des expositions. Cette incompatibilité peut se manifester pour des usages actuels, dans le cadre de situations créées dans le passé qu'il convient de repérer. Des situations où l'absence de restrictions d'usages sur les terrains concernés et la pression démographique ou socio-économique peut conduire à un changement d'usage des terrains remblayés avec des stériles doivent également faire l'objet d'une attention particulière.

Les réutilisations datant de plusieurs décennies, l'identification exhaustive des zones concernées est difficile. Des actions ont été entreprises par le passé, comme par exemple à Saint-Priest-La-Prugne où une enquête avait été lancée auprès de la population.

Aujourd'hui, Areva NC s'est engagé, dans le cadre du plan d'actions pour poursuivre la surveillance des anciennes mines d'uranium, repris par la circulaire du 22 juillet 2009 cosignée par le Ministre d'Etat chargé de l'Ecologie et le Président de l'ASN relative à la gestion des anciennes mines d'uranium, à « répertorier les zones de réutilisation de stériles marqués radiologiquement et participer à la réduction des éventuels impacts ». À cet effet, dès 2009, une métho-

Partie II

dologie de recensement par détection radiométrique aérienne a été testée pour être qualifiée sur une surface de l'ordre de 1 000 km² dans le Limousin. Cette campagne sera alors étendue à 2 000 km² supplémentaires en 2010. Les résultats obtenus par Areva fourniront aux pouvoirs publics et aux acteurs locaux la base pour vérifier la compatibilité entre les usages des sols et les situations repérées de réutilisation de stériles.

La démonstration devra être faite de l'efficacité des actions entreprises par Areva NC pour identifier les situations les plus à risques, comme par exemple celles conduisant à l'accumulation de radon dans les lieux de vie (situations essentiellement liées à une utilisation de stériles en sous-bassement de constructions).

En résumé, la réutilisation de matériaux peut créer des sources secondaires d'exposition au rayonnement gamma, à l'inhalation de radon et à l'incorporation de poussières radioactives, généralement de même nature que les verses à stériles. Les enjeux sont liés à la teneur en radionucléides des matériaux réutilisés, en valeur moyenne ou par la présence d'anomalies radiométriques, et aux usages par les populations des terrains sur lesquels ont été mis en œuvre ces matériaux. Il apparaît donc essentiel d'identifier les situations actuelles en recherchant les zones de réutilisation de stériles, et de vérifier la compatibilité des usages actuels ou envisageables dans un avenir prévisible.

3.1.5. Les zones d'accumulation en aval des sites miniers

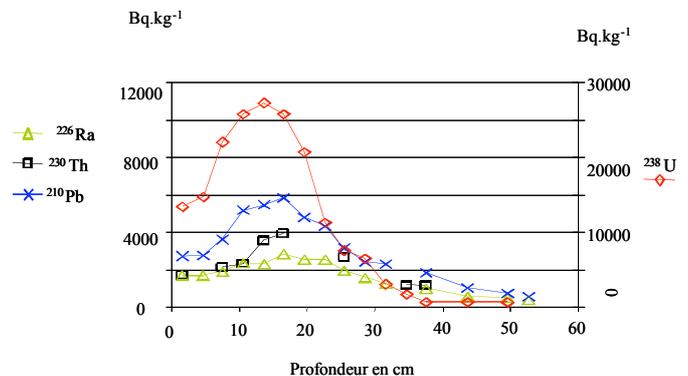
Les rejets d'eau chargée en radionucléides à partir des différents objets présentés ci-avant peuvent conduire, selon les caractéristiques du milieu récepteur, à l'accumulation de radionucléides dans l'environnement. Sur la Division minière de la Crouzille, cela a notamment été observé dans les sédiments du lac de Saint-Pardoux et de l'étang de la Crouzille mais également dans les terres de berges en aval du rejet de Bellezane ainsi que dans les sédiments de cours d'eau et étangs privés ou zones humides du bassin versant. Le risque de remobilisation des radionucléides à partir de ces zones d'accumulation conduit à considérer les sédiments et les sols (berges, zones humides...) à la fois comme des cibles, au sens où les radionucléides peuvent s'y accumuler, mais également comme des sources secondaires ou indirectes.

La caractérisation radiologique des sédiments fait l'objet d'une surveillance dans les cours d'eau récepteurs de rejets miniers de la Division minière de la Crouzille, notamment en aval des stockages de résidus. En complément, l'exploitant peut réaliser en aval de certains rejets des prélèvements et analyses de la composition radiologique des sédiments déposés dans les cours d'eau. Des études ponctuelles ont également été engagées à l'initiative de l'exploitant ou d'autres

parties prenantes, notamment sur les sédiments des retenues. Les modalités d'acquisition des données étant très variables d'un site à l'autre (recherche d'anomalies radiométriques, suivi environnemental, prélèvement aléatoire, prélèvement de surface, carottage...), la comparaison des niveaux de radioactivité dans les sédiments des différentes retenues est délicate.

Néanmoins, cette analyse met en évidence le fait que l'accumulation de radionucléides dans les sédiments est nettement plus importante dans les plans d'eau que dans les cours d'eau. Cela peut être mis en relation avec le potentiel de sédimentation des deux milieux considérés. En effet, les retenues présentent des zones de faible courant permettant le dépôt des particules les plus fines sur lesquelles les radionucléides sont adsorbés alors que dans les cours d'eau, le sédiment est globalement sableux.

Figure 12. Profils en ²³⁸U, ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb et ²³⁰Th dans les sédiments du lac de Saint-Pardoux



Source : C. Cazala 2003

Les niveaux d'activité en ²³⁸U rencontrés dans les sédiments des retenues ou les sols sous influence minière peuvent atteindre plusieurs dizaines de milliers de becquerels par kilogramme de matière sèche alors que l'activité du ²²⁶Ra reste généralement quatre à cinq fois plus faible. Ce déséquilibre est illustré sur la figure 12 sur laquelle l'activité des principaux radionucléides de la famille de l'uranium 238 est présentée en fonction de la profondeur du sédiment. Ces profils présentent une nette augmentation de l'activité vers 15 cm de profondeur. Cette anomalie a été mise en relation avec la période de l'ennoyage du secteur Fanay-Augères ayant conduit à un apport en radionucléides plus important⁵⁴. Ces niveaux d'activité résultent principalement des apports miniers mais également des apports naturels qui, en vue d'une évaluation d'impact ajouté, doivent être quantifiés.

⁵⁴ Cazala C., 2003, *Etude du comportement des radionucléides de la famille de l'uranium en milieu continental : application au département de la Haute-Vienne (Limousin)*, Thèse de l'université de Paris VI.

En l'absence d'état de référence, d'autres moyens permettent d'approcher ce paramètre. Parmi eux l'analyse des sédiments en amont des installations minières ou encore l'analyse historique des sédiments dans certaines retenues. En effet, il est possible, dans les retenues préexistantes à l'exploitation minière et dont les sédiments n'ont pas été remaniés, d'évaluer les caractéristiques radiologiques naturelles des sédiments grâce à la couche sédimentaire profonde.

Cela est par exemple le cas de l'étang de La Crouzille dans lequel les radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 sont, dans les sédiments profonds, à l'équilibre radioactif autour de la valeur de 500 Bq/kg de matière sèche⁵⁵. Cette valeur est comparable à celle relevée dans les sédiments de l'étang du Gouillet en amont des rejets miniers dans le Ritord. Elle est également proche de l'activité mesurée dans le terrain naturel sous les sédiments du lac de Saint Pardoux. La définition du bruit de fond en termes d'activité sur la base des données disponibles est une opération délicate du fait de l'absence d'information sur la granulométrie des prélèvements. Néanmoins, l'ordre de grandeur de 500 Bq/kg semble correspondre à la moyenne des activités en ²³⁸U mesurées dans les retenues de la Division minière de la Crouzille hors influence minière⁵⁶. Ainsi, cette valeur et surtout l'absence de déséquilibre significatif au sein de la chaîne de l'uranium 238 semblent être caractéristiques du bruit de fond local pour les sols et les sédiments des retenues.

Depuis quelques années, l'accumulation de radionucléides dans les sédiments et les terres de berges constitue un enjeu particulier, dont la prise en compte réglementaire s'exprime par un arrêté préfectoral fixant la valeur de 3 700 Bq/kg d'uranium 238 dans les sédiments du lac de Saint Pardoux⁵⁷ comme limite au-delà de laquelle Areva devra apporter un soutien technique et financier au gestionnaire du lac pour remédier à cette situation. Cette valeur est dérivée de celle de 300 ppm mentionnée dans le RGIE et définissant la limite à partir de laquelle les dépôts de minerais et de déchets miniers doivent être établis conformément à un plan de gestion. La publication d'un arrêté de février 2009 a conduit à la mise en œuvre par l'exploitant d'une campagne de caractérisation des sédiments des plans d'eau, des zones humides et des cours d'eau potentiellement sous influence minière et lui impose de proposer des solutions susceptibles d'empêcher ou de limiter ces dépôts ou leur impact et le cas

échéant à la réalisation d'opérations de curage (Saint Pardoux, Crouzille et Pontabrier) pour la Division minière de la Crouzille. Cette option, si elle apporte une première réponse, n'apparaît cependant pas satisfaisante tant d'un point de vue conceptuel qu'environnemental et économique. Le retrait de ces sédiments implique leur transport vers un autre lieu où ils seront stockés et ne constitue qu'un pis-aller si cette option n'est pas accompagnée de la recherche de moyens de diminution à la source des rejets ou de maîtrise des processus physico-chimiques conduisant à ces concentrations. Il apparaît d'après les études actuellement menées par l'exploitant et dont les résultats ont été analysés par le GEP, que des de tels processus ne soient pas encore bien compris.

Si la recherche des zones d'accumulation est aujourd'hui engagée et des modalités de gestion des matériaux impactés sont proposées, il n'en reste pas moins vrai que la connaissance des processus conduisant à l'accumulation des radionucléides dans l'environnement et par conséquent la capacité à les réduire reste limitée. Le suivi environnemental exercé par Areva NC indique qu'au niveau des résurgences, les radionucléides (²³⁸U et ²²⁶Ra) sont majoritairement sous forme soluble. L'accumulation de ces radionucléides dans les sols ou les sédiments résulte donc nécessairement de l'action de processus physico chimiques conduisant à leur adsorption. Les stations de traitement des eaux sont des lieux privilégiés de l'action de ces processus (insolubilisation et décantation) qui peuvent également exister dans l'environnement. Ces derniers, ainsi que ceux pouvant conduire à la remobilisation des radionucléides sont connus sur le plan théorique mais seule une étude spécifique permettrait d'identifier et de quantifier les processus réellement mis en jeu sur chaque site.

- **Les dangers représentés par l'accumulation de radionucléides dans l'environnement en aval des sites miniers**

Les zones d'accumulation des radionucléides dans l'environnement peuvent être multiples. On peut mentionner comme cela est illustré dans le texte ci-avant les zones de dépôt de particules, comme les retenues et les seuils sur les cours d'eau, mais aussi les terres de berges dans la limite du lit majeur du cours d'eau ou encore les zones humides au sein desquelles les conditions oxydo-réductrices favorisent la précipitation et l'accumulation de l'uranium. L'écoulement d'eau chargée en radionucléides par les sites miniers est un processus qui peut exister pour l'ensemble des situations identifiées.

Les radionucléides piégés dans ces sources secondaires sont susceptibles de passer en solution ou simplement peuvent être transportés sous forme particulaire suite à une phase de remise en suspension (noyage de zone humide, crue, vidange de retenue). D'autres dangers sont plus ou moins probables selon les zones d'accumulation. Ainsi, on retiendra pour les terres de berge et les zones humides la possibilité

⁵⁵ CEMRAD, 2003, *Etangs de la Crouzille et du Mazeau, Etude complémentaire*.

⁵⁶ IRSN, 2007, *Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREVA-NC. 2ème partie : impact environnemental à l'échelle des bassins versants et évaluation de la surveillance*, Rapport DEI/SARG/2007-042.

⁵⁷ Arrêté n° 2003-2553 du préfet de Haute-Vienne, en date du 31 décembre 2003, prescrivant à COGEMA le suivi et la surveillance de ses rejets d'eau aboutissant au lac du Saint-Pardoux.

d'exposition externe alors que pour les sédiments, l'écran d'eau permet de réduire considérablement ce danger. Les radionucléides ainsi accumulés peuvent par ailleurs être remobilisés et passer à d'autres compartiments de l'environnement, notamment par la chaîne alimentaire. Comme pour les zones de réutilisation des matériaux, les usages attachés aux zones d'accumulation doivent être caractérisés.

Les zones d'accumulation de radionucléides issus des sites miniers par les écoulements d'eau (zones de dépôts sédimentaires, zones humides et terres de berge) constituent une source d'exposition externe par rayonnement externe (essentiellement lorsqu'elles ne sont plus sous eau, éventuellement d'exposition interne par ingestion lors d'activité de baignade et de contamination d'autres compartiments de l'environnement par remobilisation des substances accumulées (végétaux, aquatiques, poissons, voire sédiments plus en aval...).

Aussi, le GEP recommande la poursuite de la recherche des zones d'accumulation (terres de berges, zones humides, sédiments lacustres ou de cours d'eau) sur la base de l'identification des points de rejets canalisés et diffus et d'une analyse des caractéristiques de l'environnement à l'aval. L'identification de telles zones devra s'accompagner d'une caractérisation de leurs usages actuels ou envisageables dans un avenir prévisible.

Cet effort de caractérisation devra s'accompagner de la poursuite d'études et recherches pour comprendre les phénomènes conduisant à l'accumulation des substances rejetées, en particulier de l'uranium, à l'aval des sites. La caractérisation des risques, notamment d'incorporation, suppose par ailleurs une amélioration des connaissances sur le comportement des substances dangereuses concernées dans l'environnement. Un effort doit en particulier être réalisé pour valider les modèles sur la biodisponibilité de l'uranium dans l'eau.

3.2. Les phénomènes redoutés

Dans la problématique du GEP, les phénomènes redoutés résultent des transferts dans l'environnement de polluants radiologiques ou chimiques dont l'origine se trouve dans les sources représentées par les objets facteurs de risque décrits dans la section précédente (voir 3.1.).

Quatre types de phénomènes ayant leur voie de transfert propre ont été identifiés pour caractériser l'impact des mines d'uranium :

- l'exhalation du radon,
- l'émission de rayons gamma,
- l'écoulement des eaux,
- l'incorporation de substances et matières.

On s'attache dans la suite à décrire les principaux processus attachés à chacun de ces phénomènes, et les besoins de connaissance associés.

3.2.1. L'exhalation du radon

Les isotopes 222 et 220 du radon (^{222}Rn et ^{220}Rn), gaz radioactif, sont produits par désintégration de ^{226}Ra et ^{228}Ra des familles de l'uranium 238 et du thorium 232. Dans le cadre de l'évaluation d'impact des anciennes mines d'uranium et de leurs dépendances, l'analyse a porté prioritairement sur l'isotope ^{222}Rn du fait qu'il soit en phase gazeuse et qu'il produit par décroissance radioactive huit radionucléides.

L'exhalation est le mécanisme par lequel un atome de radon produit à l'intérieur d'un matériau parvient à sa surface tandis que l'émanation est le mécanisme par lequel l'atome de radon est libéré dans l'espace libre des pores du matériau. L'émission de radon dans l'atmosphère varie selon la nature du sol, son état de saturation et des conditions météorologiques (pluie, neige, pression atmosphérique). La concentration du radon en atmosphère libre est généralement faible alors qu'en atmosphère confinée (bâtiments) elle peut atteindre plusieurs milliers de $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. La principale source de radon dans ce cas est le sous-sol de l'immeuble bâti.

La voie d'exposition associée au radon est l'inhalation du radon lui-même, mais aussi celle de ses descendants à vie courte présents dans l'atmosphère sous forme d'aérosols. En effet, contrairement à ses descendants inhalés ou produits dans les voies respiratoires, le radon interagit peu avec les tissus biologiques. Les descendants du radon font donc l'objet d'une surveillance particulière sur les sites et dans leur environnement proche. Parmi les sources identifiées, les stockages de résidus font l'objet d'une attention particulière, justifiée par leur forte activité en ^{226}Ra . L'un des objectifs de la couverture mise en place sur ces stockages est la réduction de l'émission de radon. La campagne de mesure du flux d'exhalation sur le site de Bellezane a permis de démontrer l'efficacité de la couverture vis-à-vis de ce paramètre sur ce site (voir l'analyse de cette campagne dans la section 7.2.3.). Des investigations similaires devraient permettre d'évaluer l'efficacité des couvertures sur les autres sites de stockage de résidus miniers.

Les stériles, TMS, sols et sédiments présentent également un potentiel d'exhalation du radon. Ce potentiel est *a priori* moindre que celui des stockages de résidus compte tenu des teneurs qu'ils présentent, mais l'absence de dispositif spécifique de protection (couverture) peut en réalité conduire à une émission effective plus importante.

Pour ce qui concerne les sédiments, la présence d'une couche d'eau permet de limiter le transfert du radon et de ses descendants vers l'atmosphère. Le radon issu des sols, des stériles et des travaux miniers souterrains est, quant à lui,

dilué dans l'atmosphère. Les mesures de radon disponibles à l'échelle de la Division minière de la Crouzille ne permettent pas de quantifier ce phénomène. Des travaux menés en Allemagne sur des stériles miniers montrent que cette source peut ne pas être négligeable, y compris en extérieur lorsque les conditions topographiques particulières favorisent une faible circulation de l'air. Les concentrations observées sont toutefois surtout susceptibles d'atteindre des niveaux élevés lorsque le radon d'origine minière est libéré directement en atmosphère confinée (bâtiment). L'exemple allemand montre en effet que le radon contenu dans l'atmosphère des galeries de mine est susceptible d'être transporté dans le sol et libéré dans des immeubles bâtis.

L'activité minière favorise, par la transformation des sites et des matières, une libération de radon qui vient s'ajouter au phénomène naturel de dégagement de radon par les sols dans les régions concernées. La libération du radon issu des anciens sites miniers apporte donc une contribution supplémentaire qui peut conduire à des augmentations significatives de concentration lorsqu'elle alimente un milieu confiné. Le GEP a donc tenté d'identifier les situations dans lesquelles le radon d'origine minière pourrait être libéré dans un immeuble bâti. Les situations retenues sont :

- le transfert depuis les galeries de mine vers les immeubles bâtis ;
- l'utilisation de puits privés ;
- la présence d'immeubles bâtis sur des matériaux miniers (stériles, résidus notamment).

La présence de telles situations doit donc, pour l'ensemble des objets considérés par le GEP, être systématiquement recherchée et caractérisée.

L'exhalation de radon est un phénomène qui concerne potentiellement la plupart des sources primaires (ouvrages miniers, verses, stockages) et secondaires (zones de réutilisation de matériaux) associées aux anciens sites miniers. L'importance de ce phénomène est toutefois très variable en fonction des situations considérées et ne justifie des actions complémentaires que pour les quelques cas où les potentialités d'exhalation et la localisation des sources font naître un enjeu particulier. C'est notamment le cas pour les stockages de résidus, pour les verses de taille importante, en particulier lorsqu'elles contiennent des matériaux à teneur élevée et sont situées à proximité de zones régulièrement fréquentées. C'est également le cas lorsque des ouvrages miniers souterrains sont situés à faible profondeur à proximité de zones bâties ou encore lorsque des puits privés contenant des eaux radifères débouchent en zones habitées.

Il s'agit d'une part de caractériser l'efficacité des dispositifs de protection là où ils sont présents, par la réalisation de cartographies des flux de radon sur les couvertures ; et d'autre part d'identifier les voies de transfert du radon depuis les sources les plus importantes, afin de caractériser les zones sous influence des sites, notamment lorsqu'elles accueillent des immeubles bâtis.

ser les zones sous influence des sites, notamment lorsqu'elles accueillent des immeubles bâtis.

Les phénomènes de dispersion du radon depuis ces différents objets ne sont pas toujours suffisamment connus. Le GEP recommande la réalisation d'études pour connaître l'extension des zones potentiellement influencées par l'exhalation du radon depuis les verses à stériles et les stockages de résidus d'une part, et à l'aplomb de travaux miniers souterrains de faible profondeur d'autre part.

3.2.2. L'émission de rayonnement gamma

Il existe trois origines pour le rayonnement gamma : le rayonnement cosmique, le rayonnement tellurique et l'apport anthropique. Dans le cadre des travaux du GEP, l'apport anthropique étudié est associé aux différentes sources définies dans la section précédente (résidus, TMS, sols et sédiments, verses à stériles et réutilisation des stériles). Contrairement aux particules alpha et bêta, les rayons gamma sont pénétrants et de ce fait détectables à distance. Les mesures du rayonnement gamma ne permettent pas de distinguer les trois origines cosmique, tellurique et anthropique de ce rayonnement.

L'intensité du rayonnement associé aux différentes sources dépend non seulement de la composition radiologique qualitative et quantitative des matériaux mais également de la présence d'écrans. Ainsi le rayonnement gamma associé aux TMS est atténué par les terrains qui les recouvrent. De même, la présence d'une couverture sur les stockages de résidus et d'eau sur les sédiments contribuent à atténuer le signal associé à ces sources.

Le réseau de surveillance actuellement développé sur certains sites miniers et dans leur environnement impose au niveau des stockages de résidus, des verses à stériles et dans les villages à proximité de ces sources un suivi du débit d'équivalent de dose. Des mesures analogues sont entreprises dans l'environnement hors influence des sites en vue de quantifier l'apport lié aux installations minières. L'exploitation de ces données n'a pas conduit à relever d'anomalie majeure ; elle met cependant en évidence qu'il est difficile de quantifier l'apport anthropique. Néanmoins, les modalités de la surveillance ne permettent pas de disposer d'une cartographie du débit de dose sur les sites permettant de valider la zone d'implantation des dispositifs de surveillance. Cela a conduit le groupe à recommander la réalisation d'une telle cartographie sur le site de stockage de résidus à Bellezane. Cette étude a permis de démontrer, en l'état, l'efficacité de la couverture vis-à-vis du rayonnement gamma (voir l'analyse de cette campagne dans la [section 7.2.3.](#)). Des campagnes similaires devraient permettre d'évaluer l'efficacité des couvertures sur les autres sites de stockage de résidus miniers.

Les verses à stériles constituent également une source de rayonnement dont l'intensité dépend de la teneur des maté-

Partie II

riaux déposés. Bien que les teneurs soient en général plus faibles, sauf dans le cas de la présence ponctuelle de matériaux à forte teneur, que dans les stockages de résidus, l'absence de couverture ne permet pas de bénéficier du même facteur d'atténuation du rayonnement. Dans ces conditions, il apparaît également important d'évaluer le niveau de rayonnement gamma à la surface des verses à stériles.

Si la cartographie et la surveillance des stockages de résidus et des verses à stériles ne mettent pas en évidence d'anomalies gamma, l'exposition à distance des populations ne pourra pas être quantifiée. Il convient néanmoins de considérer l'existence de sources en dehors de limites des sites miniers. C'est notamment le cas des matériaux réutilisés (stériles) ou oubliés (stériles, résidus), ou encore des sources secondaires comme les sédiments ou les terres de berge. Du fait que ces matériaux sont directement accessibles, ils représentent potentiellement des sources d'exposition externe plus importantes que les sites miniers eux-mêmes et leurs dépendances.

L'exposition au rayonnement gamma concerne l'ensemble des sources primaires (ouvrages miniers, verses, stockages) et secondaires (zones de réutilisation de matériaux ou d'accumulation dans les sédiments) associées aux anciens sites miniers. Elle ne représente un enjeu significatif pour la gestion des sites que lorsque les débits de dose sont significativement plus élevés que celles associées au bruit de fond.

Les situations correspondantes, ne sont pas connues de manière exhaustive faute de disposer sur tous les sites de cartographies radiométriques précises. Aussi, le GEP recommande de généraliser la réalisation de telles cartographies radiométriques, sur ou auprès des sites. Celles-ci devront concerner en priorité les zones présentant des enjeux particuliers, notamment l'ensemble des stockages de résidus et les zones où des anomalies peuvent être suspectées, sur les sites (verses à stériles) et hors des sites (zones de réutilisation de matériaux, zones d'accumulation dans les zones humides ou les terres de berge).

3.2.3. La pollution potentielle des eaux

Le contact des sources émettrices de toxiques chimiques ou de radionucléides avec les eaux du milieu environnant est inévitable. Ce contact produit à des degrés divers une lixiviation et une mise en solution d'éléments indésirables qui peuvent ensuite être transportés à distance avec l'écoulement de l'eau.

- **La présence d'eau dans les anciens sites miniers**

Compte tenu de leur très faible perméabilité, les résidus miniers stockés sur site peuvent baigner au moins dans leur

partie inférieure dans l'eau. Ceci tient au fait qu'il est nécessaire de rechercher ou de construire pour les contenir, des dépressions topographiques qui constituent du même coup des points de rassemblement des eaux.

Les verses à stériles peuvent également se trouver dans des conditions identiques stockées en fond de vallée. Toutefois, la bonne tenue mécanique des matériaux qui les constituent par rapport aux résidus autorise à construire des tas autoportants, qui peuvent alors former des reliefs dans la topographie. Le contact avec l'eau s'effectue dans ce cas par percolation verticale des eaux de pluie sans que les matériaux ne baignent en permanence dans une nappe d'eau.

Dans les deux cas, résidus et verses à stériles, la pénétration de l'eau pourrait être parfois limitée en plaçant une couverture peu perméable au-dessus des matériaux, mais l'accumulation dans les fonds serait toujours présente, au moins localement. La mise en place d'une couverture étanche ne fait pas partie des options retenues par l'exploitant lors de la réhabilitation des sites compte tenu de son efficacité limitée et des réserves que l'on peut faire sur la pérennité de son rôle hydraulique.

Nous avons constaté dans la section 3.1.1 que les travaux miniers souterrains (TMS) étaient inexorablement noyés jusqu'au point de débordement correspondant au débouché au jour d'une discontinuité naturelle ou à la faveur d'une galerie ou d'un puits de mine. Les mines à ciel ouvert (MCO) sont également partiellement noyées et soit débordent dans un thalweg, soit se trouvent drainées par des travaux souterrains communicants.

Aucun aménagement raisonnable n'aurait permis d'éviter l'ennoyage. L'exploitant a cependant pu procéder à des travaux avant fermeture pour limiter les circulations dans les galeries ou réorienter les eaux. De telles dispositions ont été prises par exemple sur le site minier de Bessines pour empêcher, au moyen de bouchons étanches, les TMS du quartier du Vieux Moulin de se déverser dans la MCO du Brugeaud, elle-même comblée par des résidus miniers. La gestion des eaux au sein de travaux miniers est un problème délicat spécifique à chaque site qui doit être appréhendé très tôt au moment de l'arrêt des travaux d'exploitation, car, ensuite les actions ne sont plus possibles ou alors très difficiles et aléatoires, une fois la remontée des eaux effectuée. Une solution pérenne de gestion des eaux ne peut être que gravitaire et est donc fonction de la géométrie des infrastructures minières en rapport avec celle des terrains en surface ; ceci explique que certains sites puissent présenter des conditions de circulation des eaux favorables à une réduction des impacts environnementaux, alors que cela n'est pas le cas pour d'autres.

Pour ce qui concerne les sédiments ayant accumulé des radionucléides sous l'influence des sites miniers, ils sont par définition transportés. Les sédiments trouvés dans les retenues d'eau sont donc en contact permanent avec l'eau tant qu'ils n'ont pas été, le cas échéant, enlevés. La situation est

différente pour les zones humides et les terres de berge dont le contact avec l'eau est plus épisodique.

Il est important de remarquer que le fait d'être sous eau n'implique pas nécessairement une lixiviation importante des polluants à la source. En effet, l'eau - et surtout l'eau souterraine profonde - constitue un bon isolant à l'oxygène de l'air agent essentiel de l'altération des minéraux sulfurés comme la pyrite responsable du phénomène de drainage acide que nous avons déjà évoqué. Il a été constaté à maintes reprises que les rejets des mines entièrement noyées étaient à terme moins chargés en métaux que ceux des mines partiellement remplies où se produisent des contacts entre l'air et les eaux d'infiltration. Dans certains cas, il a été pris délibérément le parti de stocker des résidus miniers entièrement sous eau. C'est par exemple la configuration du stockage de résidus de la mine des Bois Noirs dans le Forez, où les résidus sont stockés sous une lame d'eau retenue par une digue ; la décision a toutefois été prise de remplacer cette lame d'eau par une couverture.

● **Le mécanisme de drainage acide et la caractérisation des eaux**

Caractérisation géochimique des eaux du site de Bellezane

Les études géochimiques menées sur les eaux prélevées en différents points du site de Bellezane ont permis d'identifier différents « pôles d'eau » illustrés ci-dessous par un diagramme d'alcalinité et de conductivité. Ainsi trois pôles d'eau, correspondant à différentes influences du milieu naturel et des principaux constituants du stockage, ont été mis en évidence :

- un pôle d'eau acide fortement minéralisé (sulfate) et de faible alcalinité représentant l'effet primaire du drainage acide ; ce type d'eau est par exemple présent au pied des verses à stériles où la lixiviation se fait en conditions oxydantes ; la charge en ^{238}U et ^{226}Ra y est élevée, (respectivement 3,1 Bq/L et 0,25 Bq/L) ;

- un pôle d'eaux naturelles faiblement minéralisées et dont l'alcalinité est variable selon leur temps de séjour en profondeur ; les eaux superficielles ont une alcalinité faible, les eaux profondes une alcalinité plus élevée : la charge en ^{238}U et ^{226}Ra y est faible (respectivement 0,6 Bq/L et 0,05 à 0,1 Bq/L) ;

- un pôle d'eau de résidus miniers très minéralisée et à très forte alcalinité contenant des quantités notables de ^{238}U , de ^{226}Ra et de sulfate (respectivement 30 Bq/L, 1 Bq/L et 2 g/L).

Chaque eau prélevée porte ainsi une signature géochimique caractéristique d'une combinaison de ces pôles,

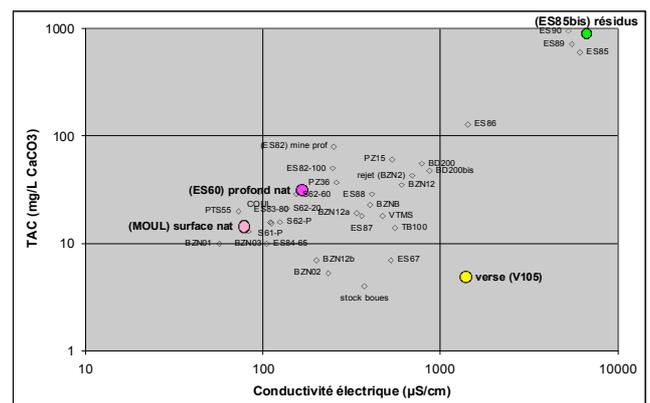
Le mécanisme de drainage acide par altération de la pyrite (sulfure de fer) produit globalement des eaux sulfatées acides et oxydantes assez fortement minéralisées, contenant du fer, propres à altérer les autres minerais métalliques qui peuvent être présents ; ces eaux sont donc potentiellement très polluées. Au cours de leur circulation souterraine, elles réagissent avec les minéraux silicatés qui constituent par exemple le granite en Limousin ou avec des minéraux carbonatés ; elles perdent ainsi leur acidité et deviennent réductrices, ce qui a pour conséquence de diminuer la quantité de métaux en solution et d'augmenter leur alcalinité (pouvoir régulateur du pH). Les ions sulfates restent par contre en solution et sont ainsi le témoin du drainage acide.

Les différentes études entreprises dont celles du GEP, sur le cas de Bellezane ont mis en évidence que le processus de percolation des eaux au sein des sites miniers produisait trois types d'eau du point de vue de leur contenu géochimique (voir encadré). Les autres eaux du site sont ensuite bien décrites sur le plan géochimique par des mélanges réactifs de ces différents pôles et il est ainsi possible de reconstituer les différents circuits des eaux constituant des voies de transfert vers l'environnement.

qui renseigne donc sur les différentes influences subies par cette eau, donc sur son parcours dans le site.

Cette approche, combinée à une connaissance du fonctionnement hydrologique du site, permet d'établir un modèle fiable de l'ensemble de la circulation des eaux sur le site. Le GEP, qui a demandé et accompagné la mise en œuvre de cette étude, considère que cette méthode est applicable à l'ensemble des sites.

Figure 13. Définition des pôles hydrochimiques dans le diagramme alcalinité/conductivité



(Mesures de la campagne hautes eaux - le diagramme obtenu en basses eaux est inchangé pour les pôles eux-mêmes. Couleur mauve : pôle eaux naturelles, couleur jaune : pôle stériles miniers, couleur verte : pôle résidus)

Source : Ecole des Mines

Partie II

La maîtrise du phénomène d'écoulement des eaux passe par l'identification des circuits des eaux qui sont conditionnés par la structure des objets sources de radionucléides ou substances chimiques et par leur mode d'intégration dans l'environnement. Nous venons de voir, sur l'exemple de Bellezane, que l'outil géochimique pouvait être d'un grand secours dans cette identification. La maîtrise opérationnelle suppose ensuite la collecte des eaux le plus près possible de leur point d'émergence et leur traitement éventuel avant rejet dans le réseau hydrographique. La collecte des eaux aux points d'émergence bien identifiés est relativement aisée à concevoir et à pérenniser ; ce ne serait pas le cas des émergences diffuses dont l'origine peut par exemple être des fuites par écoulement souterrain à partir des réservoirs miniers à travers la roche encaissante. Nous avons vu que cette situation n'était pas critique en Limousin où l'encaissant granitique est très peu perméable. Selon le contexte hydrogéologique, des études spécifiques locales approfondies doivent être mises en œuvre afin de rechercher si de telles fuites sont possibles et de les quantifier lorsqu'elles sont importantes.

Les observations faites sur différents sites montrent que l'écoulement des eaux est un phénomène évolutif. En effet, sur le plan purement hydrodynamique, les circuits des eaux peuvent se modifier sous l'effet de variations des conditions d'alimentation (variations climatiques, détournement de cours d'eau, ...), des conditions de drainage des sites (travaux souterrains, construction de retenues sur les rivières,...) ou encore sous l'effet de modifications des conditions de circulation au sein des objets sources de radionucléides et autres substances chimiques (éboulements au sein de TMS ou MCO, remaniement de versées à stériles ou de couverture,...). Ces modifications qui se manifesteront par des variations de débit ou du niveau d'eau dans les ouvrages doivent être perçues à temps au moyen du réseau de surveillance afin de pouvoir limiter le cas échéant leurs conséquences. Sur le plan hydrochimique, les observations tendent à montrer que la qualité de l'eau s'améliore globalement avec le temps. Plusieurs facteurs explicatifs entrent en ligne de compte :

- la remontée des eaux dans les ouvrages, qui a pour effet de diminuer les volumes en conditions oxydantes donc la libération de substances polluantes par lixiviation de la source,
- l'établissement d'un régime stabilisé d'écoulement, qui tend à augmenter la proportion relative d'eau souterraine moins agressive et donc à réduire la lixiviation de la source,
- la disparition progressive des phases minérales réactives sous l'effet de la lixiviation, qui produit un épuisement de la source.

Les échelles de temps de ces différents mécanismes sont très variables et se répartissent entre quelques années et sans doute quelques siècles selon les conditions hydrogéologiques et géochimiques locales. Remarquons que si l'on peut affirmer que la qualité de l'eau s'améliore avec le temps, rien ne

permet de dire que l'on parviendra systématiquement dans le long terme à un état stabilisé de la qualité avec un niveau acceptable pour un rejet direct dans le milieu naturel.

En résumé, l'écoulement de l'eau est un phénomène omniprésent qui concerne l'ensemble des objets facteurs de risque engendrés par l'exploitation minière. Ce phénomène met en jeu, d'une part des mécanismes hydrodynamiques qui sont très spécifiques de la configuration des sites et doivent être étudiés en tant que tels, et d'autre part, des mécanismes hydrochimiques complexes influencés par les nombreux paramètres décrivant l'interaction fluide-roche. Les connaissances actuelles permettent d'appréhender ces mécanismes au prix d'investigations de terrain poussées.

Le GEP recommande que les sites contenant des objets facteurs de risque (travaux miniers, stockages de résidus, versées à stériles, zones d'accumulation) fassent l'objet d'une étude hydrogéologique et hydrogéochimique approfondie chaque fois que les enjeux en termes de pollution de l'environnement le justifient. Cette étude doit permettre de déterminer les circuits des eaux depuis la source potentielle de substances polluantes et les points d'émergence vers le réseau hydrographique et les éventuelles nappes souterraines à l'aval.

3.2.4. Les substances et matières susceptibles d'être incorporées

Dès lors que les sources et plus particulièrement les radionucléides et les substances chimiques qu'elles contiennent sont transférés dans l'environnement et donc sont accessibles, il existe une probabilité d'ingestion involontaire et d'inhalation conduisant à une exposition interne des individus.

Certains dispositifs de protection permettent de limiter voire supprimer ce phénomène. Cela est par exemple le cas des couvertures des stockages de résidus ou encore la mise en place de barrières visant à interdire l'accès aux sites.

L'analyse de la situation sur la Division minière de la Crouzille indique qu'il existe des matériaux d'origine minière qui restent accessibles. C'est notamment le cas des sources secondaires (sédiments et terres de berge), des stériles qui ont fait l'objet d'une réutilisation et d'une partie des stériles gérés en versées. Pour ce qui concerne les matériaux implantés dans le domaine public et en particulier ceux pour lesquels il n'existe pas de réglementation spécifique définissant leur mode de gestion (cas des stériles réutilisés et des sédiments ou terres de berges), leur gestion peut être suivie

selon la démarche générale de gestion des sites pollués⁵⁸. La connaissance doit porter sur les niveaux de concentrations (chimiques) et d'activités (radiologiques) dans les objets identifiés et dans les sources secondaires (terres de berge, sédiments, voire encore dans les maillons de la chaîne alimentaire).

Les matières présentes dans les sites miniers d'uranium peuvent, dès lors qu'elles sont accessibles, constituer la source d'une incorporation directe ou indirecte de substances toxiques du point de vue radiologique ou chimique. L'inventaire des objets facteurs de risque devra donc prendre en compte le degré d'accessibilité des substances et matières dans chaque situation, en lien avec l'efficacité des dispositifs de protection lorsqu'ils existent, et avec les usages.

3.3. La prise en compte de la situation locale

Le croisement entre les objets facteurs de risques hérités de l'exploitation des mines d'uranium et les phénomènes redoutés qui leur sont liés doit, dans une démarche pragmatique d'analyse des risques, intégrer les spécificités de chaque situation locale.

Ces spécificités locales recouvrent à la fois une dimension naturelle concernant le contexte géographique et géophysique et une dimension humaine de nature démographique, sociale ou économique, voire écologique. Le contexte local propre à chacune des situations peut ainsi introduire des particularités liées à des facteurs naturels ou anthropiques qui ont une influence sur les enjeux, que ce soit au niveau des causes (aléas particuliers, vulnérabilité spécifique) ou des conséquences (cibles particulières, sensibilité spécifique).

3.3.1. La caractérisation du bruit de fond naturel

Par définition, l'exploitation minière de l'uranium se produit dans un milieu où le sous-sol est riche en minerai. L'environnement est donc naturellement influencé, même en l'absence d'exploitation, par la présence de l'uranium, avec ses isotopes naturels et les radionucléides qui en descendent, en équilibre ou non. L'appréciation objective de l'impact spécifique de l'activité minière nécessite donc de faire la part des choses entre la présence naturelle de radioactivité et la contribution due aux sites miniers.

Si l'activité minière conduit à extraire une fraction de la radioactivité en retirant une partie de l'uranium des roches les plus riches, elle laisse toutefois une grande partie de la radioactivité (l'uranium non extrait et surtout l'ensemble de ses descendants) sur place, sous une forme géologiquement et chimiquement plus mobilisable qu'à l'état naturel (sauf dans le cas particulier et très localisé de filons qui affleurent). Les modifications de l'environnement par l'activité minière peuvent ainsi se manifester, entre autres facteurs, par une radioactivité « ajoutée » dans certains compartiments de l'environnement par rapport à une situation naturelle.

La difficulté de l'évaluation réside principalement dans le fait que la nature de la radioactivité due à l'activité minière est la même que celle qui existe dans le milieu naturel et que rares sont les propriétés spécifiques de « l'ajouté » qui permettraient de le différencier du « naturel ». Si depuis 1977, le droit de l'environnement exige un « état des lieux » préliminaire à l'exercice de certaines activités industrielles via les études d'impact, ce n'était pas le cas quand ont débuté les travaux miniers d'exploitation de l'uranium.

En l'absence d'information sur l'état de l'environnement avant l'exploitation minière, on en est donc réduit à rechercher d'autres méthodes pour apprécier ce que l'on peut qualifier de « bruit de fond naturel » et ses caractéristiques. La valeur estimée de ce bruit de fond permet ainsi d'approcher par différence la modification due aux sites miniers dans la valeur de grandeurs mesurées dans l'environnement ; cette interprétation reste toutefois soumise à de fortes incertitudes, dépendant notamment de l'amplitude des fluctuations statistiques du naturel comme celles de l'ajouté.

Beaucoup des données analysées par le GEP résultent d'études dont les objectifs et les méthodes ne répondent malheureusement pas toujours aux exigences de l'évaluation cohérente du bruit de fond naturel et de ses fluctuations. Aussi, ne disposant pas de données suffisantes et suffisamment fiables, la différenciation du naturel et de l'ajouté s'appuie sur diverses méthodes.

- Il est parfois possible de considérer que des valeurs mesurées sur le terrain peuvent être prises comme références du milieu naturel local, hors influence minière. Un exemple est fourni par l'étude de la station de traitement d'Augères entreprise par l'exploitant qui a été analysée par le GEP. En amont du point de rejet dans le Ritord, les eaux du ruisseau issues de l'étang du Gouillet, compte tenu du contexte, peuvent être considérées comme non impactées par les travaux miniers et constituer une référence par rapport à laquelle la qualité radiologique (activité volumique) des eaux du ruisseau en aval du rejet peut être jugée.
- Dans d'autres cas, certaines considérations scientifiques peuvent conduire à juger de l'impact sans avoir à rechercher une référence extérieure au milieu sous influence.

⁵⁸ Note de Madame la Ministre en charge de l'environnement aux Préfets de région et département en date du 8 février 2007.

C'est notamment le cas des sédiments lacustres impactés par les eaux d'exhaure qui ont tracé l'histoire radiologique des eaux. Pour le lac de Saint Pardoux, de création postérieure à l'existence des mines, l'intégralité de l'épaisseur des sédiments est concernée par les phénomènes de décantation des matières en suspension (MES) porteuses de radionucléides. Le profil radiologique traduit, aux remobilisations éventuelles de ces radionucléides près, l'historique des dépôts. Les radionucléides de la chaîne de l'uranium 238 y sont très déséquilibrés alors que le terrain naturel sous jacent contient les radionucléides de la chaîne de ^{238}U à l'équilibre. Dans l'étang de La Cruzille, dont la création est largement antérieure à l'exploitation minière, seuls les sédiments de surface contiennent des radionucléides en état de déséquilibre traduisant un impact minier⁵⁹. Sous cette couche, on retrouve des sédiments d'activité moindre, à l'équilibre radioactif, témoins d'une époque lointaine où la mine n'existait pas. Ils ont été formés par le dépôt de matériaux résultant de l'érosion du terrain naturel par les eaux. Leur activité volumique moyenne en uranium 238 est environ égale à 500 Bq/kg de matière sèche. C'est aussi celle du terrain naturel sous le lac de Saint-Pardoux. On peut donc considérer que cette valeur constitue une approche de la valeur moyenne locale de l'activité massique locale des sédiments en ^{238}U .

- Enfin, des informations complémentaires déduites de résultats de mesures obtenus dans un autre cadre d'études (expertises, contrôle sanitaire réglementaire, travaux de thèse, ...) ont parfois été utilisées pour pallier l'absence d'information, avec plus ou moins de succès. Un exemple concerne l'activité volumique et l'état d'équilibre des radionucléides de la chaîne de ^{238}U dans les eaux, grandeurs nécessaires à l'évaluation de l'impact radiologique. L'examen des résultats de mesure des eaux des ressources utilisées pour l'alimentation en eau potable en Haute-Vienne montre notamment que l'hypothèse de l'équilibre entre ^{238}U et ^{234}U est en général vérifiée et que ^{210}Pb est en très large excès par rapport à ^{226}Ra . Par contre, la concentration des radionucléides dans les eaux est très variable et le rapport d'équilibre entre le polonium 210 et le plomb 210, paramètre majeur pour l'impact radiologique, est très fluctuant.

Plus généralement la démarche qui consiste à analyser la distribution statistique des grandeurs d'intérêt sur un territoire judicieusement choisi, hors influence minière, serait d'un intérêt certain à plusieurs points de vue. Cela consti-

tuerait d'abord une approche rigoureuse de la référence. En outre, la démarche permettrait de comparer les valeurs des grandeurs quantifiant l'impact à leur variation naturelle dans le milieu environnant. Il est probable que cette approche eût mieux mis en évidence qu'il n'est pas possible de distinguer clairement l'impact de certaines grandeurs (activité volumique du radon en atmosphère extérieure, exposition externe dans les villages) alors que d'autres sont clairement évidents (activité volumique des radionucléides dans les eaux et les sédiments). Un tel travail idéal de fond aurait nécessité des études spécifiques poussées incompatibles avec les missions et délais du GEP. Pourtant, l'appréciation rigoureuse du bruit de fond constitue une action indispensable à celle de l'impact et permet de juger sur des bases rigoureuses du degré de nécessité des mesures compensatoires, voire de les hiérarchiser.

La caractérisation du bruit de fond naturel est une donnée à prendre en compte pour apprécier les modifications introduites dans l'environnement par les anciens sites miniers d'uranium et estimer l'exposition ajoutée dont ils sont à l'origine. En l'absence d'information sur l'état initial des sites, cette donnée s'obtient en général par comparaison avec des zones similaires hors d'influence des sites et par des moyens indirects.

Aussi, le GEP recommande, pour les paramètres objets d'une évaluation d'impact, un effort méthodologique pour rechercher une caractérisation aussi bonne que possible du bruit de fond naturel et de sa variabilité potentiellement importante dans les régions concernées.

3.3.2. Le contexte physique

Le comportement des sites miniers relativement aux sources et aux enjeux évoqués aux chapitres précédents est bien naturellement influencé par le contexte physique du milieu.

● Facteurs liés aux conditions naturelles

Pour ce qui concerne le contexte naturel, le contexte géologique intervient à deux niveaux. En premier lieu, il structure la configuration du gisement et donc la géométrie des travaux miniers et leur stabilité mécanique.

En Limousin, les gisements ont le plus souvent une structure filonienne subverticale dans un encaissant granitique, ce qui entraîne des TMS profonds se développant plutôt sur des structures planes et posant peu de problèmes de stabilité à court comme à long terme. Ce dernier point implique une faible utilisation des remblais. Il existe cependant parfois des travaux miniers à développement horizontal qui sont alors systématiquement remblayés. Ce type de configuration qui était typiquement celui de la mine de Jouac (Haute-Vienne) est par contre peu rencontré sur la Division minière de la Cruzille.

⁵⁹ Le déséquilibre radioactif traduit le fait que les radionucléides ont été apportés par l'intermédiaire d'un transport en solution entraînant une ségrégation par voie chimique des éléments et non pas par l'intermédiaire d'un transport solide qui conserve la composition chimiques des particules transportées.

En second lieu, le contexte géologique conditionne l'hydrogéologie régionale et locale, en fonction des propriétés aquifères de la roche. En Limousin le granite est très peu perméable ; il n'existe donc pas de ressources en eau souterraine profonde pouvant être impactée par les travaux miniers ; seuls peuvent être concernées les nappes locales (nappes d'arène) d'extension discontinue occupant les formations superficielles de roches altérées rejoignant le réseau superficielle sous forme de sources ou captées par des puits individuels. En revanche, en l'absence de ressources en eau souterraine importante la question se reporte sur l'eau de surface qu'il est nécessaire de collecter dans des retenues et le problème des sédiments susceptibles d'accumuler les radionucléides qui peuvent s'y déposer prend toute son importance. En milieu sédimentaire (cas par exemple de la mine de Lodève dans l'Hérault), le contexte hydrogéologique est différent ; la perméabilité des roches autorise la présence et l'exploitation d'eau souterraine en profondeur et l'impact éventuel de l'exploitation minière sur le plan quantitatif comme qualitatif doit être pris en compte.

Le contexte climatique peut également jouer un rôle sur le fonctionnement des sites dans la mesure où il peut donner lieu à des situations contrastées. Les problèmes sont évidemment différents dans des régions tempérées comme la France et dans des régions arides comme l'Afrique ou l'Australie. Le climat agit sur la circulation des eaux superficielles comme souterraines, donc sur les processus d'émission des substances polluantes à la source, mais également sur les enjeux, par exemple sur le fait que l'on tendra à utiliser principalement l'eau souterraine sous climat aride où les eaux de surface sont rares ou absentes. En Limousin, région au climat tempéré, la question des contrastes climatiques ne se pose pas ; elle pourrait toutefois retrouver son importance dans les évaluations à long terme pour lesquelles des scénarios sous changement climatique peuvent être envisagés.

• Facteurs liés à l'aménagement des sites

Après le contexte physique dépendant de conditions naturelles, les facteurs physiques qui sont liés aux dispositions constructives prises pour l'aménagement des sites entrent en ligne de compte. Nous avons vu ci-dessus que la géométrie des travaux miniers jouait un rôle ; elle est cependant directement liée au contexte géologique et dépend donc peu des dispositions constructives. On peut signaler cependant le rôle particulier des remblais dans les travaux miniers ou encore des bouchons ou serrement que l'on peut faire en galerie au moment de la fermeture. Les premiers ont surtout une action en faveur de la stabilité des excavations donc sur la pérennité des écoulements au sein des travaux ; les seconds ont un effet sur la limitation ou la réorientation des flux.

Les dispositions constructives prennent toute leur importance lorsqu'il s'agit d'ouvrages de stockage pour disposer

des résidus ou des stériles. Le caractère hors-sol ou non de l'ouvrage influe sur la présence permanente d'eau dans les fonds. Ainsi à Bellezane, les résidus stockés dans une MCO sont pour la plupart sous eau sous l'effet de la stabilisation des niveaux dans le réservoir minier sous-jacent. Sur le site industriel de Bessines, le stockage de Lavaugrasse a été réalisé en barrant au moyen d'une digue non étanche un fond de vallée très évasé ; les résidus y sont pour la plupart en conditions non-saturées sauf vraisemblablement en fond de vallée où s'effectue le drainage naturel. En Forez, sur le site des Bois noirs, les résidus ont été également stockés dans une vallée mais cette fois barrée par une digue étanche ; il en résulte la présence d'un lac maintenant en permanence les résidus sous eau. Ces différentes configurations ont une influence sur le comportement chimique des sources de radionucléides constituées par les résidus comme par les stériles et donc sur les concentrations et les flux émis.

D'autres dispositions constructives jouent un rôle. Les unes ont pour objectif de modifier le comportement des sources. Une couverture sur un stockage aura par exemple pour but d'éviter une exposition directe au rayonnement ionisant et de limiter l'exhalation du radon en surface. Elle peut aussi intervenir pour limiter la pénétration d'eau par infiltration (dans tous les cas, le tassement de la couverture y contribue). Toutefois, on n'a pas recherché en général dans le cas des mines d'uranium un objectif d'étanchéité de la couverture, sous réserve de maîtriser les flux aux exutoires. En effet, outre la difficulté d'assurer la persistance de l'étanchéité à long terme, la présence d'eau n'est pas nécessairement défavorable ; elle améliore par exemple l'efficacité de la couverture vis-à-vis du radon ou encore provoque le vieillissement des matériaux stockés qui participe au tarissement des sources de polluants. D'autres aménagements ont pour but de protéger les enjeux ; il est possible par exemple d'endiguer une rivière qui reçoit des effluents pour empêcher son débordement et l'accumulation de sédiments marqués sur les berges. Il est également possible de dériver un cours d'eau pour qu'il n'atteigne pas une retenue d'eau utilisée pour l'alimentation en eau potable ou les loisirs.

En conclusion, on notera que le contexte physique des sites permet de dégager un certain nombre de principes généraux sur leur comportement, mais que celui-ci est également très influencé par des détails spécifiques propres à chaque site dont il convient d'apprécier le rôle. Parmi ces spécificités, on retiendra en particulier celles impliquées par les contextes géologiques, hydrologiques, hydrogéologiques et climatiques.

3.3.3. Le contexte humain

De même que les phénomènes redoutés et leur importance sont liés au contexte naturel, la dimension humaine influe largement sur certains enjeux qui en découlent. C'est ainsi,

Partie II

par exemple, que la gestion d'un ancien site minier situé dans un contexte fortement urbanisé ne s'abordera pas de la même manière, en termes d'occurrence ou d'ampleur de certains phénomènes, que celle d'un site situé dans un contexte plus isolé. En complément, la dimension sociologique permet d'analyser la relation de l'activité minière au territoire, et les enjeux psychologiques ou économiques associés.

● Contexte socio-économique et démographique

La dimension humaine se caractérise de façon concrète par le contexte socio-économique et démographique propre à chaque région. Ce contexte est notamment lié à l'évolution de la population, sa répartition et l'aménagement du territoire qui en découle et à la situation socio-économique et son évolution. Des différences peuvent ainsi exister selon les sites en fonction de la proximité des habitations et du type

de logements. De par l'importance de la ressource en eau, de forts enjeux sont liés à sa disponibilité et à ses usages (étangs privés, puits fermiers, bases de loisirs...). Enfin, les restrictions d'usage qui pourront être mise en place et qui seront évoquées dans les chapitres suivants sont également fortement contraintes par les perspectives de développement territorial.

Ces considérations très générales peuvent être adaptées à chacune des régions françaises. On se limitera ici, à titre d'exemple, à présenter une rapide analyse de ces facteurs dans le cas du Limousin (voir encadré). Cette analyse met en évidence une évolution importante de la pression démographique et économique sur les territoires où sont implantés les anciens sites miniers d'uranium. Or, une telle évolution peut modifier les conditions de maîtrise des enjeux sur les sites ; elle doit donc être prise en compte dans les réflexions sur la gestion future de ces sites.

La situation socio-économique en Limousin⁶⁰

La situation Limousine est caractérisée par deux phénomènes assez récents : une hausse de la population et une périurbanisation croissante. Ces deux phénomènes touchent en particulier les secteurs miniers de la Haute-Vienne.

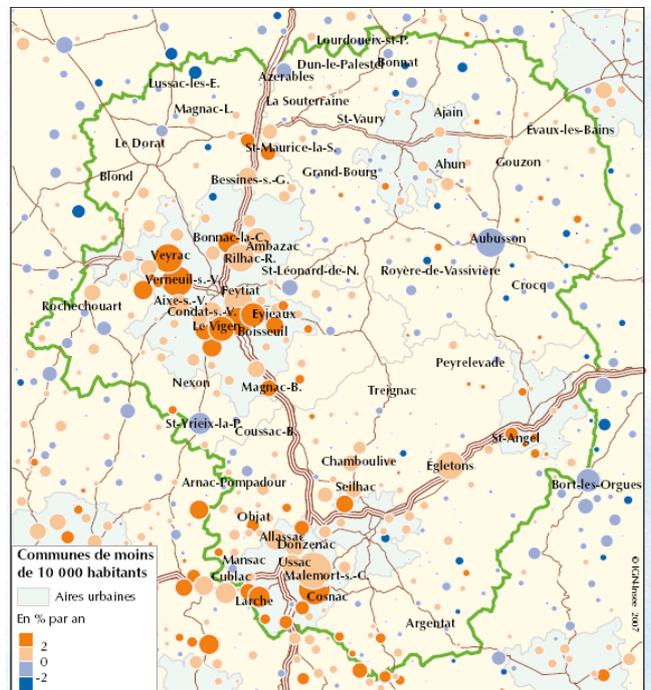
Le Limousin : une région devenue attractive

La région Limousin apparaît aujourd'hui comme une région attractive. Selon les dernières études de l'INSEE (2006) la population du Limousin est en hausse. Avec près de 731 000 habitants au 1^{er} janvier 2006, la population du Limousin s'est vu augmentée de 20 000 personnes depuis le recensement de 1999. De 1999 à 2005, l'évolution annuelle de population due aux migrations (+ 0,61 %) place le Limousin au sixième rang des régions françaises en termes d'attractivité démographique, juste derrière les régions du sud. Cette hausse de sa population rompt avec plusieurs décennies de solde migratoire négatif. Durant la totalité du vingtième siècle, à l'exception des années soixante, la population régionale a décliné. De 1990 à 1999, la région perdait 1 200 habitants par an ; elle en gagne aujourd'hui plus de 2 000 chaque année.

Ce coup d'arrêt à la baisse de la population ne concerne pas tous les territoires. Le Plateau de Millevaches, situé au centre de la région à cheval sur les trois départements, poursuit son déclin démographique, ainsi que la bordure cantalienne et la frange nord de la région. En revanche, dans la majeure partie de la Haute-Vienne, la composante migratoire compense nettement un solde na-

turel négatif. Avec 353 893 habitants, la Haute-Vienne concentre la moitié de la population du Limousin. Quel que soit l'indicateur retenu (population, nombre d'entreprises, exportations...), son poids dans l'économie régionale se situe aux alentours de 50 %.

Figure 14. Evolution annuelle moyenne récente de la population dans les communes recensées en 2004, 2005 ou 2006



Source : Enquêtes annuelles de 2004, 2005 et 2006

60 Cette analyse s'appuie notamment sur : INSEE Limousin / « Focales » 2007, 2008, 2009 ; CCI du Limousin.

La périurbanisation prend encore de l'ampleur

Le phénomène d'extension des couronnes périurbaines n'est pas nouveau en Limousin, mais il a pris de l'ampleur depuis cinq ans. Le désenclavement autoroutier, relativement récent dans la région (A20 et dernièrement A89) permet aux pôles de Limoges et Brive d'étendre leur périphérie à des communes plus distantes, et à ces communes d'accroître leur attractivité. Par rapport à la décennie précédente, les progressions de population les plus marquées ne se limitent plus à l'immédiate périphérie des villes centres : elles se prolongent jusqu'aux limites des aires urbaines, en direction des communes rurales proches, avec une influence notable des grands axes routiers.

Les couronnes périurbaines de Limoges et de Brive sont les territoires qui affichent les plus fortes hausses. Très attractives, elles enregistrent d'importantes arrivées de population relativement jeunes et cumulent ainsi excédent migratoire et excédent naturel.

Perspective 2030 : un gain migratoire notamment en espace rural

Les projections basées sur les études récentes indiquent que la Haute-Vienne pourrait connaître à l'horizon 2030 une hausse de 8 % de sa population.

Grâce à une pyramide des âges moins déséquilibrée, l'aire urbaine de Limoges serait le territoire limousin le plus dynamique dans la période à venir : elle devrait gagner, chaque année en moyenne, 350 habitants par solde naturel positif (nombre de naissances supérieur au nombre de décès), et un millier par gain migratoire jusqu'en 2030. La hausse de population serait ainsi de 14 % en 25 ans.

Par ailleurs, le gain migratoire serait plus prononcé dans les zones rurales que dans les zones urbaines. L'espace à dominante rurale, sur lequel devraient habiter 38 % des Limousins, concentrerait ainsi près de la moitié du gain migratoire de la région sur les 25 prochaines années. L'attractivité du territoire rural limousin devrait ainsi être plus élevée que la moyenne nationale.

Implications pour la gestion des anciens sites miniers

La localisation des anciens sites miniers en Haute Vienne (en milieu périurbain et rural à proximité de la principale agglomération et de l'axe autoroutier), ainsi que l'évolution de population constatée oblige à une prise en compte des impacts de cette évolution sur les sites. L'ancienne zone minière de la Crouzille concentre tous ces atouts pour une évolution à court terme de population et d'activités, croissance urbaine qui s'est déjà amorcée ces dernières années.

● Le contexte sociologique

La prise en compte de la dimension sociologique dans les travaux du GEP a été très tôt mise en avant comme un élément susceptible d'éclairer la compréhension de la gestion des anciens sites miniers d'uranium, au delà de la seule dimension technique du problème. En parallèle de la dimension économique et territoriale, le GEP s'est attaché à prendre connaissance de ces aspects sociologiques à travers deux études en sciences sociales menées en Limousin par Claire Mays et Sylvie Charron⁶¹ d'une part et par Philippe Brunet⁶² d'autre part.

Ces deux études, qui abordent respectivement la question sociologique de l'héritage des mines d'uranium tant dans sa dimension individuelle que collective, ont fait ressortir des aspects qu'il est important de prendre en compte dans l'analyse du problème. Le GEP n'a pas été en mesure, compte tenu notamment de sa composition, de dépasser sur

cette question le stade d'une analyse préliminaire. Il a toutefois pu mesurer l'intérêt de cette approche, et souligne l'importance de la développer pour mieux appréhender la dimension territoriale de la gestion des sites, en particulier dans la perspective d'une maîtrise des enjeux à long terme et dans la définition des mesures de gestion à mettre en œuvre sur ces territoires, intégrant une dimension participative.

L'analyse de la littérature et des auditions que le GEP a pu mener dans le cadre de ses travaux concernant le contexte sociologique en Limousin (voir liste des personnes auditées en annexe), nous amène à insister sur la faiblesse du lien social entre l'industrie minière de l'uranium et la population locale. Ce constat n'est pas propre au Limousin et peut sans doute être élargi aux autres régions uranifères françaises, car il repose sur un certain nombre de singularités de cette activité minière. Cette activité menée dans le cadre d'une politique nationale a été au départ conduite par une entité totalement détachée de la dimension locale du territoire. Elle a également la particularité, contrairement à d'autres activités minières comme l'extraction du charbon dans le Nord ou du fer en Lorraine, de s'être déroulée sur une période assez courte et très récente, concentrée sur la deuxième moitié du 20^{ème} siècle.

Le peu d'ancrage historique, associé à une dimension sociale significative mais relativement limitée - cette activité minière représentant quelques milliers de salariés selon

⁶¹ Mays C., Charron S., 2003, Etude de la demande sociale de surveillance environnementale des Stockages de Résidus Miniers d'Uranium.

⁶² Brunet P., 2004, *La nature dans tous ses états : Uranium, nucléaire et radioactivité dans le Limousin*, Collection sociologie, Presse Universitaire de Limoges.

Partie II

l'importance de la division minière - n'a pas entraîné de structuration durable du territoire. Cette situation se retrouve aujourd'hui dans la manière dont les populations peuvent s'intéresser ou non à la gestion actuelle et future de ces sites, et dans les rapports entre les différents acteurs concernés par leur impact et leur devenir.

Concernant les relations entre les différents acteurs qui font partie intégrante de l'analyse sociologique, un climat de défiance persiste entre l'exploitant et certains acteurs locaux notamment associatifs. Les lacunes de la gestion passée au regard de certaines préoccupations du public, et notamment l'absence totale d'information et de concertation telles qu'on les entend aujourd'hui lors du réaménagement des sites dans les années quatre-vingt et quatre-vingt-dix, ont entretenu ce climat de défiance propice à l'émergence, dans certaines régions, de tensions plus fortes autour de ce dossier.

Ces différentes réflexions trouvent un intérêt pratique dans la façon dont, selon la profondeur de l'ancrage de l'activité passée dans la représentation sociale du territoire et les relations existantes entre les acteurs, peut se construire autour des sites une appropriation collective de la question de leur devenir. Ce point est notamment important pour garantir la maîtrise des usages en regard des enjeux attachés aux différents sites.

Le GEP recommande que la dimension humaine locale de l'après-mine uranium, dans ses aspects sociologiques, démographiques et économiques soit davantage prise en considération dans la caractérisation des sites et dans la prise de décisions publiques à venir pour définir les modes de gestion à long terme. Cette dimension est notamment importante pour déterminer les enjeux liés à l'usage actuel et prévisible à court-moyen terme des sites, ainsi que les conditions d'appropriation de ces enjeux par les acteurs du territoire permettant leur participation effective.

3.4. Synthèse et recommandations

Il est possible, à partir d'une analyse de type systémique des anciens sites miniers d'uranium, de « réduire » dans leur diversité l'ensemble des situations rencontrées à un nombre limité de :

- cinq objets facteurs de risque (les ouvrages miniers, les verses, les stockages de résidus, les zones de réutilisation de matériaux par l'homme et les zones d'accumulation de substances dans l'environnement des sites),
- quatre phénomènes redoutés (l'exhalation de radon, le rayonnement gamma, la pollution des eaux et l'incorporation de matières).

Cette démarche permet d'identifier les éléments à connaître pour caractériser le fonctionnement des systèmes et leur interaction avec l'environnement, et de confronter ces besoins aux informations disponibles pour hiérarchiser les efforts d'acquisition de données de terrain ou de connaissances supplémentaires.

Le GEP note avec satisfaction que des actions systématiques et ambitieuses d'inventaire et de caractérisation des sites sont engagées depuis quelques années et qu'elles s'intensifient d'ores et déjà, conformément à ses premières recommandations, dans le cadre notamment du Programme MIMAUSA, de la circulaire du 22 juillet 2009 et du Plan national de gestion des matières et déchets radioactifs (PNGMDR). Les actions engagées devraient permettre à terme de disposer d'un état des lieux relativement complet des situations, moyennant quelques compléments.

Aussi, le GEP recommande de poursuivre et de compléter les actions de recensement et de caractérisation des sites en vue de disposer d'une connaissance exhaustive des sources potentielles de pollution.

Le GEP souligne en particulier la nécessité de compléter la connaissance non seulement des rejets canalisés lorsqu'ils existent, mais aussi des transferts diffus par l'eau ou par l'air. Pour les transferts par l'eau, il s'agit plus précisément de mieux caractériser les sources diffuses de rejet, et notamment de localiser et de caractériser les verses à stériles susceptibles d'être à l'origine de transferts significatifs vers l'environnement. Pour les transferts par l'air, il s'agit de localiser les ouvrages miniers souterrains susceptibles d'avoir une influence sur les concentrations de radon observées en surface, prioritairement lorsque des bâtiments sont présents sur les zones concernées.

Le GEP recommande également de préciser la connaissance de l'état des sites après réaménagement, en réalisant des cartographies radiométriques de surface sur les sites présentant des enjeux particuliers du fait de la présence de résidus ou de la suspicion d'anomalies. En complément, dans le cas particulier des stockages de résidus, une cartographie des flux de radon doit être envisagée pour vérifier l'efficacité de la couverture.

Enfin le GEP appelle à rechercher les zones de réutilisation de matériaux issus des mines et d'accumulation de la radioactivité en aval des sites miniers.

Pour permettre la mise en œuvre d'une démarche de gestion efficace, les études à visée opérationnelle menées prioritairement par l'exploitant doivent cependant s'accompagner d'un effort accru de compréhension globale de certains processus essentiels et d'acquisition d'une capacité prédictive sur leur évolution. Le GEP recommande de développer, dans le cadre d'une stratégie globale d'études et recherches, des modèles qualitatifs, et si possible quantitatifs, à l'appui de l'évaluation des transferts actuels et futurs de substances rejetées depuis les sites vers leur environnement. Ces modèles devront plus précisément viser à :

- comprendre le fonctionnement hydraulique des stockages et réservoirs miniers et prévoir l'évolution de la qualité des eaux qui en sont issues ;
- comprendre l'évolution minéralogique et chimique des résidus de traitement et son influence sur la qualité des eaux ;
- prévoir l'extension des zones influencées par l'exhalation du radon depuis les verses à stériles et les stockages de résidus d'une part, et à l'aplomb de travaux miniers souterrains de faible profondeur d'autre part ;
- comprendre les phénomènes gouvernant l'accumulation dans l'environnement en aval des sites, notamment dans les sédiments, les terres de berge et les zones humides, des substances rejetées, en particulier l'uranium, ainsi que les conditions de remobilisation éventuelle des quantités accumulées.

Chapitre 4

Surveillance autour des anciens sites miniers d'uranium

Le présent chapitre dresse un rapide état des lieux des dispositifs de surveillance actuellement en place autour des sites miniers d'uranium. Il examine ensuite l'adéquation de ces dispositifs compte tenu en particulier de l'analyse des enjeux présentés au chapitre 3. A partir du résultat de cet examen, il identifie des besoins d'évolution et propose des voies d'amélioration.

En préalable, il convient de préciser le sens donné à la notion de surveillance dans la suite de ce chapitre. Cette notion recouvre en effet de multiples aspects dont certains sont abordés dans les chapitres 6 et 7. Dans son acception la plus générale, la surveillance est associée à la fois à la réalisation de prélèvements et de mesures quantitatives de terrain (sur les sites ou dans leur environnement), et à la mise en œuvre d'actions destinées à vérifier le maintien de conditions particulières et à détecter l'apparition de situations non désirées. La surveillance s'intéresse ainsi aux dispositifs en place et à l'état de l'environnement, mais également aux écosystèmes et à la santé des populations.

Au cours de ses travaux, le GEP a par ailleurs introduit une distinction, pour la surveillance des dispositifs et de l'environnement, entre d'une part l'auscultation, et d'autre part la surveillance opérationnelle. L'auscultation concerne la phase de caractérisation des sources d'exposition et d'identification des vecteurs de transfert et des impacts potentiels. Elle est associée à un objectif d'acquisition de connaissances. Plus concrètement, elle regroupe l'ensemble des mesures et études nécessaires à la compréhension du système. De nombreux exemples de telles mesures et études sont évoqués au chapitre 3. L'auscultation constitue une forme de surveillance au sens où elle conduit à recueillir des données, notamment quantitatives, permettant de caractériser l'état d'un site ou d'un système et d'apprécier son impact.

La surveillance dite opérationnelle, qui fait suite à l'auscultation, a pour objectif de suivre et de vérifier l'efficacité des travaux de réaménagement et des mesures correctives mises en œuvre et, le cas échéant, d'alerter sur les dysfonctionnements du système avant que ceux-ci n'aient des conséquences néfastes. Cette surveillance opérationnelle est logiquement définie à l'issue de la phase d'auscultation, à partir de l'identification des scénarios d'évolution du système et des éléments clés pouvant conduire à son dysfonctionnement.

La surveillance objet du présent chapitre correspond à la notion de surveillance opérationnelle. L'examen de l'état des connaissances et des besoins en matière d'auscultation fait l'objet de développements particuliers dans les chapitres 3 et 6.

C'est à ce stade qu'intervient la distinction entre une surveillance focalisée sur les systèmes (les sites, les installations ou, pour reprendre la terminologie définie au chapitre 3, les objets facteurs de risque) et une surveillance s'intéressant aux impacts. La première vise à suivre l'état du système concerné au regard d'un référentiel définissant en quelque sorte un domaine de fonctionnement ; cela concerne par exemple la surveillance d'un débit, d'une concentration au point de rejet ou en un point quelconque le long du circuit de collecte des eaux de site... La seconde porte sur les conséquences du fonctionnement du système et repose sur des mesures dans l'environnement du site. Cette surveillance permet d'apporter les données essentielles pour la mise en évidence d'une éventuelle augmentation des valeurs d'un paramètre particulier attribuable à la présence du site, mais également d'évaluer un risque pour les écosystèmes, la faune, la flore ou la santé des populations à partir d'une estimation des expositions. Au-delà, la surveillance peut également s'intéresser aux effets, c'est-à-dire s'assurer qu'il n'y a pas de dégradation de la qualité des écosystèmes ou de l'état de santé des populations susceptible d'être attribuée à l'impact des sites concernés.

Dans l'analyse exposée dans les sections ci-après, le GEP a ainsi distingué trois types de surveillance :

- la surveillance environnementale ;
- la surveillance des écosystèmes ;
- la surveillance sanitaire.

Ces trois types de surveillance ont un objectif commun : la collecte d'informations de terrain (ou indicateurs) à partir d'une observation fine servant de base pour l'évaluation des impacts. Ces trois types de surveillance permettent la collecte de deux types d'indicateur, des indicateurs d'exposition et des indicateurs d'effet. Ainsi, la surveillance environnementale permet d'obtenir des indicateurs d'exposition et les surveillances écologique et sanitaire permettent quant à elles d'obtenir des indicateurs d'effet.

4.1. Surveillance actuelle de l'environnement

Le réaménagement des anciens sites miniers d'uranium s'est accompagné, sur un certain nombre de sites, de la mise en place d'un dispositif de surveillance dont l'exploitant a la charge. Cette surveillance réglementaire de l'environnement peut s'accompagner d'actions de surveillance volontaires de l'exploitant, d'une surveillance complémentaire exercée par l'IRSN dans le cadre de la surveillance de l'ensemble du territoire national, de contrôles ponctuels par les autorités ou encore de campagnes de mesure d'initiative locale.

Le GEP s'est appuyé sur l'analyse des dispositifs et des actions de surveillance développés qui sont mis en œuvre autour des sites de la Division minière de la Crouzille. Il a notamment confronté ces dispositifs avec les besoins d'acquisition de données identifiés par son analyse systémique des sites ([chapitre 3](#)) pour fonder ses propositions sur l'évolution de la surveillance actuelle de l'environnement.

4.1.1 Autocontrôle par l'exploitant

Lorsqu'elle existe, la surveillance d'un site minier et de son environnement relève d'abord, comme pour d'autres installations industrielles en France, de la responsabilité de l'exploitant. Elle s'effectue alors dans le cadre d'un processus d'autocontrôle dont les exigences minimales sont fixées par les autorités réglementaires (en l'occurrence dans des arrêtés pris par le préfet compétent avec l'appui de la DRIRE ou de la DREAL locale). Cet autocontrôle porte sur les installations et leurs impacts, et doit s'effectuer pendant toute la durée de l'exploitation puis pendant et éventuellement après le réaménagement du site. Là où elle existe aujourd'hui, la surveillance vise à contrôler sur et aux alentours du site toutes les voies de transfert que pourraient emprunter l'uranium et ses descendants - mais aussi diverses substances chimiques liées aux minerais ou aux activités annexes de traitement du minerai ou des eaux. Elle porte donc essentiellement sur le contrôle :

- des eaux : eaux du site, de rejet, du milieu récepteur de surface (rivières) ou souterraines (puits fermiers, piézomètres) ;
- de l'atmosphère : exposition externe due aux rayonnements gamma, concentrations en radon et ses descendants (par des mesures d'EAP), ou activité des poussières atmosphériques ;
- de la chaîne alimentaire : concentrations en radionucléides présents dans des produits de consommation (lait, légumes, viandes, poissons, eau de consommation).

Lorsqu'une surveillance des débits de dose, de l'exposition au radon et de la radioactivité des poussières est en place, elle s'effectue au niveau de stations fixes, situées sur l'emprise cadastrale des sites ou dans les zones habitées

considérées *a priori* comme les plus exposées. Ces stations de mesure sont destinées à fournir des résultats représentatifs des expositions moyennes reçues par les populations riveraines à l'extérieur de l'habitat. Elles ne permettent pas, en revanche, de détecter d'éventuelles anomalies ponctuelles (dont la mise en évidence relève plutôt d'une démarche de cartographie radiométrique), ni d'en évaluer l'impact spécifique.

Dans la pratique, la nature et l'ampleur des dispositifs de surveillance de l'environnement varient d'un site à l'autre : certains sites font l'objet d'une surveillance très complète, d'autres en sont totalement dépourvus. Ces différences s'expliquent notamment par les caractéristiques de ces sites, l'importance des sources de pollution et de risque qui y sont présents, la nature des rejets (existence d'une station de traitement des eaux par exemple) et de la situation particulière des sites (plan d'eau, usage particulier...). Elles répondent alors à un principe de proportionnalité, c'est-à-dire d'adaptation des moyens de surveillance aux enjeux. D'autres facteurs interviennent toutefois pour expliquer les différences observées. Un de ces facteurs est l'ancienneté du réaménagement. Le renforcement progressif des exigences réglementaires, des moyens de contrôle et des préoccupations environnementales a ainsi pu introduire des différences de traitement d'un site à l'autre. À l'inverse, l'amélioration des conditions sur un site peut conduire à l'allègement de la surveillance. D'autres différences peuvent s'expliquer par l'expression d'une demande sociétale particulière autour de certains sites, en lien notamment avec des actions initiées par le milieu associatif. Enfin, la gestion réglementaire des sites au niveau local (préfectures et DRIRE ou DREAL), peut également expliquer certains écarts de traitement.

Pour les sites accueillant un stockage de résidus, le suivi est systématique et concerne toutes les voies de transfert : eau, air (débit de dose ambiant, concentration du radon dans l'air et poussières), et les produits de la chaîne alimentaire. Pour les autres sites, ce suivi dépend de la nature des rejets (existence d'une station de traitement des eaux par exemple) ou de situations particulières (présence d'un plan d'eau, usage particulier...).

Des précisions sur la nature de la surveillance exercée par Areva NC sur les anciens sites de la division minière de la Crouzille sont fournies dans l'encadré ci-dessous.

Les résultats de cette surveillance sont généralement transmis à l'administration selon un rythme fixé par voie d'arrêté préfectoral (mensuel, trimestriel ou annuel). Des bilans peuvent être prescrits à l'issue d'une période de surveillance fixée généralement à trois ou cinq ans. En fonction des résultats, les contrôles peuvent être renforcés, allégés ou supprimés.

Dans le cas de la Division minière de la Crouzille une synthèse des résultats est réalisée par Areva NC sous forme d'un rapport annuel transmis à la DRIRE Limousin et présenté au

CODERST de Haute-Vienne depuis 2006. Ce bilan est diffusé sous forme d'une plaquette d'information adressée à tous les foyers des communes concernées. Une telle diffusion reste toutefois un cas particulier et n'est pas généralisée aux autres secteurs miniers.

L'ensemble des résultats acquis par Areva dans le cadre de son autocontrôle vont progressivement être centralisés et rendus accessibles depuis le site internet du réseau national de mesure de la radioactivité dans l'environnement que l'IRSN a la charge de développer et d'administrer.

Surveillance actuelle des sites miniers de l'ancienne division minière de la Crouzille en Haute-Vienne et leur environnement

La surveillance réglementaire et celle renforcée à l'initiative d'Areva NC s'exercent, sur l'ancienne Division minière de la Crouzille (24 sites) à 3 niveaux (surfaces d'influence concentriques de la mine vers l'environnement et vers les populations) :

A) Un contrôle intra site destiné à vérifier l'efficacité du réaménagement, notamment sur les stockages de résidus, la pérennité du système de collecte des eaux (ruissellement, percolation, exutoires miniers, ...) et la qualité des eaux à rejeter. Ce contrôle porte sur :

- la caractérisation radiologique à fréquence mensuelle ou trimestrielle (^{238}U et ^{226}Ra solubles et insolubles, sulfates, pH) des différentes venues d'eaux identifiées (29 points de prélèvement) pour permettre, dans la mesure du possible, une séparation en entrée de station (eaux à traiter (18 points), eaux à rejet direct (11 points)) ;
- le fonctionnement hydraulique du site au travers de mesures hebdomadaires de débits d'eaux d'exhaure (sur 15 points) et de mesures piézométriques trimestrielles (23 ouvrages) corrélées avec la pluviométrie ;
- l'efficacité des travaux de réaménagement, notamment de couverture sur les stockages de résidus de traitement, par des mesures intégrées du débit de dose (trimestrielles) et de l'Energie Alpha Potentielle (EAP) des descendants à vie courte de ^{220}Rn et ^{222}Rn (mensuelles) par mise en place de dosimètres de site (15 stations) ;
- la stabilité des digues de retenue des résidus avec des mesures piézométriques trimestrielles (7 ouvrages) et topographiques annuelles (altimétrie, planimétrie).

B) Un contrôle des rejets essentiellement aqueux et de leurs conséquences sur la qualité des eaux. Ce contrôle porte sur :

- les concentrations hebdomadaires en radionucléides rejetés en sortie de site (avec traitement (5 stations) ou en rejet direct (8 points)) avec une attention particulière au respect des valeurs réglementaires (variables selon les sites et fixées par l'administration en fonction de la sensibilité du milieu récepteur), et permettant d'évaluer l'efficacité du traitement (% d'abaissement des concentrations en radioéléments uranium et radium contenus dans l'eau après traitement). L'utilisation de produits pour le traitement (aluminium et baryum) et la signature chimique des eaux de mine (fer, manganèse) conduit à des analyses chimiques mensuelles de ces éléments. L'évolution annuelle des rejets est exprimée en termes de concentrations (Bq/l ou mg/l) mais également en termes de flux rejetés (kg d'uranium et MBq de radium rejetés) ;
- les concentrations mesurées (^{238}U et ^{226}Ra solubles et insolubles) dans les milieux récepteurs avec des prélèvements mensuels (25 points sur 4 cours d'eau principaux) réalisés au fil de l'eau pour intégrer les effets de dilution. L'impact est évalué par comparaison avec des mesures faites sur des prélèvements (9 points sur ces mêmes cours d'eau) dits de « référence » situés en amont des rejets ;
- les impacts potentiels (^{238}U , ^{226}Ra , sulfates, métaux lourds) sur les eaux souterraines, notamment au niveau des nappes d'arènes captées par les puits fermiers (19 points de contrôle) dans l'environnement des stockages de résidus (fréquence de prélèvements mensuelle à semestrielle selon prescriptions) ;
- les impacts sur le milieu aquatique (en portant une attention particulière aux plans d'eau et retenues) avec prélèvements annuels de sédiments (^{238}U , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{210}Pb) et plus localement avec prélèvements de végétaux aquatiques.

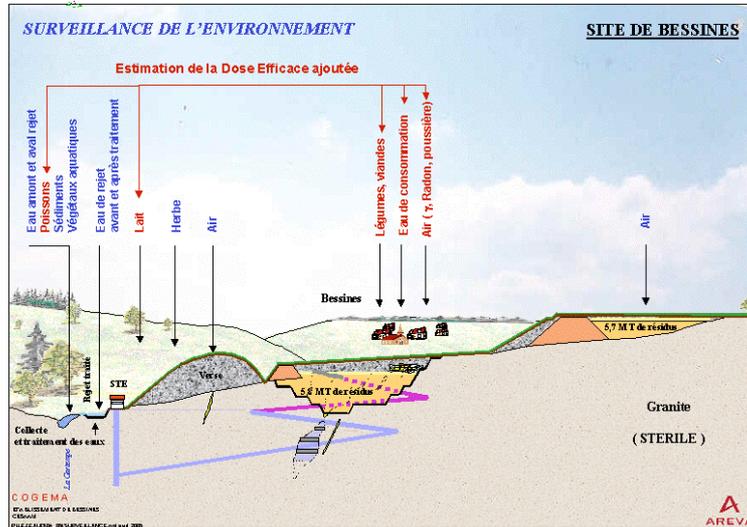
C) L'acquisition de données propres à évaluer l'impact dosimétrique sur des groupes de populations vivant à proximité des sites, dits groupe de référence soumis potentiellement à leur influence. Ce contrôle porte sur :

- la qualité de l'air, évaluée à partir de mesures acquises par des dosimètres de sites (mesure de l'EAP de ^{220}Rn et ^{222}Rn exprimée en nJ/m³, mesures de l'activité des poussières en suspension dans l'air en Bq/m³) et des dosimètres thermoluminescents (mesures de débit de dose exprimée en nGy/h) implantés au cœur des villages des groupes de référence considérés (30 stations) ;
- la chaîne alimentaire, à partir des mesures acquises par prélèvements de légumes, viandes, lait, fruit et eaux de consommation (^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po) dans les villages et de poissons des principaux cours d'eau.

L'ensemble de ces données de surveillance est collecté pour les besoins de l'évaluation d'impact (traitée au chapitre 5). Celle-ci repose sur une évaluation de la dose efficace et sur sa comparaison avec des stations dites « de référence milieu naturel » (4 stations) pour s'assurer du respect de la réglementation, selon laquelle la dose ajoutée pour les personnes du public du fait de l'activité minière et industrielle doit rester inférieure à 1 mSv par an.

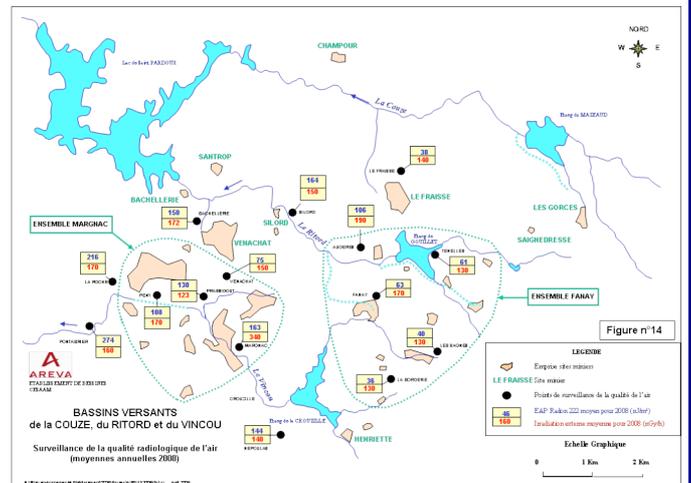
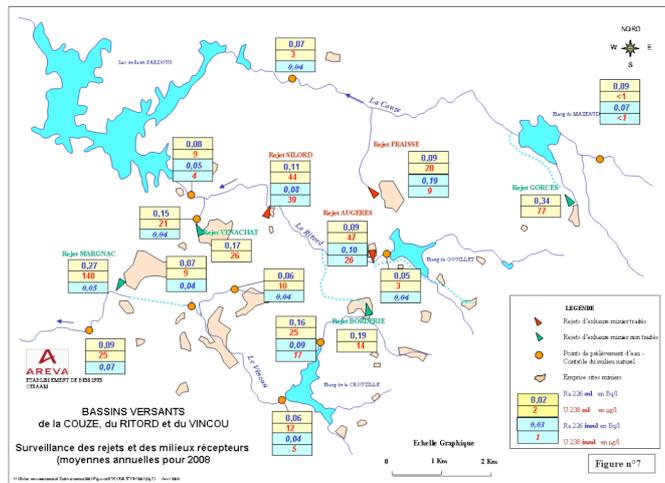
Les figures suivantes présentent la surveillance de l'environnement du site de Bessines (voir figure 15), la surveillance des rejets et des milieux récepteurs en 2008 (voir figure 16) et la surveillance de la qualité radiologique de l'air en 2008 (voir figure 17).

Figure 15. Surveillance de l'environnement du site de Bessines



Source : Areva

Figure 16 / 17. Surveillance des rejets et des milieux récepteurs en 2008



Source : Areva

4.1.2. Actions de surveillance complémentaires

La surveillance réglementaire de l'environnement n'est pas la seule action de surveillance des anciens sites miniers d'uranium. On examine ici les différentes formes de surveillance complémentaires et leur apport au dispositif global de surveillance.

- Contrôles inopinés par l'administration

En complément de la surveillance réglementaire exercée par l'exploitant, un contrôle peut être effectué par l'administration (DRIRE/DREAL) notamment lors de campagnes de mesures ou prélèvements inopinés réalisées par un laboratoire agréé de son choix. Les frais occasionnés par ces campagnes sont à la charge de l'exploitant.

Compte tenu de l'arrêt de toute activité sur la plupart des sites concernés, ce type de contrôle a été, au cours des dernières années, à la connaissance du GEP, relativement rare, voire exceptionnel. Au cours de ses travaux, le GEP a pu constater qu'il s'est récemment fortement intensifié sur les sites de Limousin sous l'impulsion de la DRIRE locale. Le GEP note par ailleurs avec satisfaction que la circulaire du MEEDDM et de l'ASN en date du 22 juillet 2009 prévoit la généralisation de ces contrôles. Il se félicite que cette action reprenne explicitement certaines des orientations qu'il a exprimées aux étapes précédentes de ses travaux. La circulaire mentionne ainsi que les contrôles inopinés doivent concerner aussi bien l'eau que les sédiments mais également que les écoulements d'eau notamment en pieds de vers à stériles ou de dépôts de résidus doivent faire l'objet d'une attention particulière.

● Le dispositif général de surveillance de l'IRSN

Au titre des missions qui lui ont été confiées au moment de sa création⁶³, l'IRSN est de manière générale un acteur de la surveillance radiologique de l'environnement français. Pour y répondre, l'IRSN gère actuellement un ensemble d'environ 600 stations de prélèvements d'échantillons et de mesures, réparti sur la totalité du territoire français. Déployé principalement autour des sites hébergeant des installations nucléaires de base, ce dispositif de surveillance comporte également des stations situées à proximité d'anciens sites miniers, dont certains accueillant des stockages de résidus de traitement.

Sur ces sites miniers, la surveillance de l'IRSN cible les voies de transfert de l'uranium et de ses descendants dans le milieu aquatique (collecte et analyse d'échantillons d'eau de rivière ou d'eau souterraine, de sédiments, de végétaux, de poissons). Seules certaines mines parmi les plus importantes disposent de stations surveillées par l'IRSN :

- au Cellier (Lozère), des prélèvements de sédiments, de végétaux aquatiques et de poissons sont réalisés tous les 2 ans dans le ruisseau La Fouillouse, en aval de l'ancien site minier ;
- sur la Division Minière de la Crouzille (Haute-Vienne), des prélèvements d'eau sont réalisés mensuellement ou trimestriellement dans des cours d'eau et des étangs (sur le ruisseau des Sagnes à Saint-Sylvestre en amont de l'étang de la Crouzille ; dans l'étang de la Crouzille ; dans le ruisseau Le Vincou à Margnac ; dans l'étang de Gouillet ; dans le ruisseau Le Ritord à Razès, en aval de l'étang de Gouillet ; dans la rivière la Gartempe (point R4 58 GTP), à Châteauponsac).

Des prélèvements d'eau sont également réalisés et analysés mensuellement par l'IRSN à la sortie de l'usine des eaux de Limoges, alimentée par des réserves d'eau de surface situées sous l'influence des anciennes mines d'uranium ;

- sur le site des Bois-Noirs Limouzat (Loire), l'IRSN effectue un suivi mensuel de la radioactivité de l'eau de rivière à l'aval du stockage de résidus ;
- sur le site du Bauzot (Saône-et-Loire), des prélèvements d'eau souterraine sont réalisés semestriellement dans 3 puits de propriétés privées situées sur la commune d'Issy-l'Evêque ;
- sur le site de l'Ecarpière (Loire-Atlantique), des prélèvements d'eau de surface sont réalisés mensuellement.

Comme il l'a indiqué dans le rapport remis en septembre 2008 au Haut comité pour la transparence et l'information sur la sécurité nucléaire, l'IRSN a engagé des réflexions et des développements techniques afin de moderniser et redéployer ses réseaux de prélèvements et de mesures. Dans ce cadre, l'IRSN envisage de compléter la surveillance régulière effectuée sur des stations fixes par la réalisation périodique de constats radiologiques régionaux. Ces constats doivent permettre de disposer d'états radiologiques de référence représentatifs des différentes parties du territoire et leurs composantes (air, eaux, sols et cultures). Cette évolution générale envisagée par l'IRSN pourrait conduire à modifier la nature et la localisation du dispositif de surveillance autour des anciens sites miniers d'uranium.

Les résultats de surveillance produits par l'IRSN sont publiés annuellement sous la forme d'un rapport intitulé « bilan de l'état radiologique de l'environnement français ». Ce bilan est accessible depuis le site internet de l'IRSN.

● Campagnes de mesures et expertises ponctuelles

Des campagnes de mesures plus ponctuelles peuvent être menées par d'autres organismes à la demande d'élus ou d'associations de protection de l'environnement, ou demandées par l'administration à l'exploitant à l'issue de visites d'inspection de sites. Ainsi, les sites du Limousin ont fait l'objet de campagnes de mesures menées par des laboratoires associatifs (CRIIRAD, ACRO) et des laboratoires universitaires (université de Limoges, Ecole des mines de Paris) ou du CNRS (LSCE d'Orsay).

Deux sites miniers ont par exemple fait l'objet de mesures environnementales impliquant plusieurs laboratoires intervenant dans des cadres différents :

- le site des Bois-Noirs Limouzat (Loire) sur lequel une double expertise radio écologique a été menée à la demande du ministère en charge de l'environnement de 1999 à 2003. Cette expertise a associé les laboratoires de la CRIIRAD et de Subatech. Le GSIEN et l'IRSN participaient au comité de suivi scientifique et technique ;
- le site de Saint-Pierre (Cantal) sur lequel une expertise, encore en cours, a conduit en 2007 à la réalisation d'une

⁶³ Décret n° 2002-254 du 22 février 2002 relatif à l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire.

campagne d'investigations assez complète à laquelle la CRIIRAD et l'IRSN ont été associés. Les rapports produits à l'occasion de ces travaux sont téléchargeables sur les sites respectifs des deux organismes.

Ces campagnes et expertises se distinguent des actions de surveillance plus classiques et constituent des sources de données précieuses pour compléter ou conforter les informations disponibles au travers des dispositifs plus institutionnels. Exploiter ces données nécessite cependant de connaître leur existence et d'avoir accès aux documents dans lesquels elles sont présentées. Dans le cadre des travaux du GEP, l'implication directe des principaux acteurs détenteurs de données sur la situation des sites miniers du Limousin a permis au groupe de disposer d'une vue assez complète des mesures disponibles. L'accès à certaines données (rapports effectués par la CRIIRAD pour le compte de la ville de Limoges, par exemple) a toutefois nécessité des démarches particulières.

4.1.3. Forces et limites du dispositif et des résultats de surveillance actuels

Dans le cadre de la tierce-expertise du Bilan décennal environnemental qui lui a été confiée, l'IRSN a effectué une analyse relativement détaillée des données disponibles sur les sites de la division minière de la Crouzille. Cette analyse a plus particulièrement porté sur les résultats de la surveillance effectuée par Areva NC mais a également été élargie aux autres données pertinentes auxquelles l'IRSN a pu avoir accès (données IRSN bien sûr, mais également données fournies dans les rapports CRIIRAD, données produites par le laboratoire Pe@rl ou l'université de Limoges...). Conformément à ses lettres de mission, le GEP a participé au pilotage de la tierce-expertise sur les aspects de la surveillance où le phasage des travaux le permettait, tout en s'assurant d'un suivi sur les autres thèmes. Après la remise de ses rapports par l'IRSN, il a par ailleurs poursuivi sa réflexion sur certains points particuliers.

À l'issue de ce travail d'exploitation et d'analyse critique des données disponibles, le GEP retient plusieurs constats généraux qui ont été précisés dans les rapports d'étape successifs qu'il a produits. Ces constats concernent en particulier :

- l'influence de la présence des sites miniers sur leur environnement est mise en évidence de façon claire au travers des mesures effectuées : sur les eaux de surface (et quelques eaux souterraines) et sur les sédiments, certai-

surveillance sur la base :

- d'une identification plus systématique des zones d'accumulation d'uranium ou de radioactivité ;
- d'études permettant d'améliorer la connaissance des rejets diffus (associées aux verses ou à la résurgence d'écoulements d'eau souterraine ayant transité au travers

nes terres de berge ou certaines zones humides situés en aval des sites, le long des cours d'eau sous influence. L'influence se traduit en particulier par une augmentation des concentrations en uranium et en ²²⁶Ra. Cette augmentation peut être sensible sur les cours d'eau à faible débit associés à des rejets importants (cas du Ritord et des rejets de la station d'Augères ou du ruisseau des Petites Magnelles et des rejets de la station de Bellezane). Sur des cours d'eau de débit plus important, l'influence sur la qualité des eaux est en général aujourd'hui plus ténue ; l'influence sur les sédiments de l'exploitation de l'uranium peut toutefois y être également mise en évidence (cas de la Gartempe et des mesures effectuées dans la retenue du barrage d'Etrangleloup) ;

- l'influence de la présence des sites sur les activités volumiques du radon est plus délicate à établir, compte tenu notamment de l'impossibilité actuelle de discriminer la part des activités mesurées attribuable aux sites et de la part résultant du fond naturel, celle-ci s'avérant variable dans l'espace et le temps.

Au-delà des constats précédents, les travaux du GEP l'amènent à souligner que l'impact associé à l'exploitation minière se traduit par l'existence d'une série de situations particulières, qui se manifestent par des augmentations des concentrations d'uranium ou des niveaux de radioactivité, souvent localisées. Ces situations peuvent être associées à des phénomènes d'accumulation en aval des sites, en particulier dans les sédiments, les terres de berges ou les zones humides. Elles concernent également la réutilisation de stériles ou des réaménagements incomplets sur certains sites. Ces situations, évoquées au chapitre 3 au travers de la notion de sources dites secondaires, sont rarement mises en évidence au travers des dispositifs de surveillance opérationnelle exploités par Areva dans le cadre de son auto-contrôle. Elles sont généralement identifiées à l'occasion de campagnes ponctuelles déclenchées par l'administration (contrôles inopinés) ou initiées par des associations de protection de l'environnement. Le GEP souligne que cette faiblesse entame fortement la crédibilité des actions de surveillance. Il considère qu'elle renforce la nécessité d'appuyer la mise en place d'un dispositif de surveillance sur une connaissance la plus fine et complète possible des sites et des mécanismes à l'origine de leur impact (tant du point de vue de la connaissance générale, développée au [chapitre 3](#), que de l'auscultation site par site, développée au [chapitre 6](#)).

Elle doit conduire notamment à compléter les dispositifs de

de stockages de résidus ou de travaux miniers souterrains).

L'exploitation des données disponibles a également conduit le GEP à insister sur la nécessité d'adapter les techniques d'analyse mise en œuvre de manière à disposer de résultats significatifs sur le plan de la mesure. L'abaissement des limites de détection associées aux mesures de concentra-

tions en uranium dans l'eau, mis en œuvre récemment par Areva NC, est de ce point de vue une mesure indispensable. Pour la surveillance des eaux de surface, il a également souligné la nécessité de disposer de mesures simultanées des concentrations en phase dissoute et particulaire.

En conclusion, le GEP observe que les dispositifs déployés sur certains anciens sites miniers d'uranium dans le cadre de la surveillance réglementaire actuelle des sources, des transferts à l'environnement et des risques associés n'apparaissent pas toujours adaptés aux besoins. Aussi, le GEP recommande de faire évoluer les dispositifs de surveillance de manière à les rendre plus adaptés à la connaissance actuelle des transferts à l'environnement et aux enjeux relatifs à l'évolution des sites, tout en optimisant les moyens mis en œuvre.

Le GEP souligne que le dimensionnement et les orientations des dispositifs de surveillance doivent reposer sur une compréhension suffisante de chaque site. Cette étape doit permettre d'identifier des évolutions, précisées notamment dans le cadre des analyses sur les sites et les transferts à l'environnement (chapitre 3) et sur l'évaluation des impacts (chapitre 5), en vue :

- d'optimiser les moyens déployés en ciblant mieux les données utiles au diagnostic de l'état des systèmes et à l'identification des dérives d'une part, à la caractérisation de l'état de l'environnement et à l'évaluation des impacts potentiels d'autre part ;
- d'adapter les méthodes aux informations recherchées pour chacun des indicateurs couverts par la surveillance, au niveau par exemple des protocoles, du champ ou de la fréquence des mesures.

Le GEP recommande par ailleurs d'harmoniser l'approche développée sur les différents sites. Pour cela le GEP souligne l'utilité de formaliser une base de travail sous la forme de plans de surveillance type pour chaque catégorie de site.

En complément, le GEP juge nécessaire de garantir la qualité et la crédibilité de la surveillance par le pluralisme, le contrôle et l'accessibilité des données. Il recommande de renforcer les contrôles sur site exercés par les autorités, de redéployer la surveillance exercée autour des sites par l'IRSN et d'encourager, en lien avec les préoccupations locales, la réalisation de campagnes ponctuelles par d'autres laboratoires. Il souligne également l'intérêt de donner de la visibilité à la surveillance sur les sites et de favoriser l'accessibilité des résultats de la surveillance.

4.2. Surveillance des écosystèmes

Le GEP a réalisé un inventaire des différents outils et acteurs œuvrant dans le champ de la surveillance de la nature (milieux, faunes et flores). À partir de cet inventaire, plusieurs recommandations ont été formulées dans l'objectif d'éclairer notamment l'administration sur les outils de surveillance des écosystèmes pertinents autour des anciens sites miniers d'uranium dans le cadre de leur gestion.

Un certain nombre de services déconcentrés de l'Etat et d'établissements publics participent à la gestion de la protection de l'environnement dans des domaines aujourd'hui sectorisés mais qui tendent institutionnellement à être liés (mise en place du DREAL⁶⁴ en 2010 et projet de fusion des établissements publics nationaux exerçant la police de l'environnement que sont l'ONEMA⁶⁵ et l'ONCFS⁶⁶). Les collectivités territoriales interviennent en second plan dans ce secteur (communes pour la gestion de certains cours d'eau, département pour les espaces naturels sensibles si le département exerce cette compétence optionnelle, et surtout région dans le cadre de financements et d'orientations politiques).

Les acteurs associatifs assurent en lien avec le Muséum national d'histoire naturelle (établissement public national), les inventaires naturalistes de terrain. Les associations naturalistes assurent la connaissance et la protection d'espèces et d'espaces naturels. Certaines associations comme le Conservatoire régional des espaces naturels (CREN) ou Limousin Nature Environnement assurent une protection d'espace par acquisition, ou une gestion des espaces naturels protégés au titre de législations nationales (exemple du CREN pour les réserves naturelles du Limousin).

D'autres initiatives peuvent compléter ces dispositifs. C'est le cas en Limousin, avec la mise en place d'une surveillance des écosystèmes dans le cadre du Contrat de rivière Gartempe. Areva NC s'est engagé à participer à cette démarche. Cet engagement marque une évolution notable par rapport aux principes retenus pour les premiers réaménagements, au cours desquels les exploitants ont essentiellement abordé la question de la protection de l'environnement au travers d'une démarche d'intégration paysagère.

En France, les outils de protection de la nature disponibles peuvent être regroupés au sein de sept catégories :

1. Les outils de connaissance - inventaires ;
2. Les outils de protections réglementaires d'espaces ;

⁶⁴ Direction régionale de l'environnement de l'aménagement et du logement.

⁶⁵ Office national de l'eau et des milieux aquatiques.

⁶⁶ Office nationale de la chasse et de la faune sauvage.

Partie II

3. Les outils de protection/gestion contractuelle d'espaces ;
4. Les outils de protection d'espaces par acquisition ;
5. Les outils de protection des espèces et de leurs milieux ;
6. Les outils de protection par la prévention des usages et activités ;
7. Les outils de planification.

Tous ces outils ont notamment pour objectifs :

- La protection des espèces menacées et de la diversité biologique ;
- La protection des espaces naturels, notamment des espaces d'intérêt européens (inventaires nationaux, outils de protection et de gestion nationale, communautaire et internationale) ;
- La protection des zones humides ;
- La gestion et le contrôle des installations, ouvrages, travaux ou activités pouvant avoir un impact négatif sur l'environnement ;
- La reconquête de la qualité écologique des cours d'eau ;
- La protection des paysages.

Pris comme exemple caractéristique de l'environnement limousin, le bassin versant de la Gartempe est un territoire pour lequel l'inventaire des outils de surveillance écologique fait apparaître neuf outils mis en œuvre :

1. Les zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique (ZNIEFF) ;
2. Les sites classés ou inscrits ;
3. Les réserves naturelles nationales ;
4. Les sites Natura 2000 ;
5. Les cours d'eau classés ou réservés ;
6. Les espèces protégées ;
7. Le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) ;
8. Les contrats de rivière ;
9. La protection des zones humides.

L'examen de ces différents outils et des conditions de leur mise en œuvre fait ressortir la pertinence de l'approche, mais aussi certaines difficultés. Il semble en particulier nécessaire, pour favoriser une meilleure prise en compte de la protection de la nature dans le cadre de la surveillance, d'intégrer plus largement les acteurs de l'environnement dans les instances de concertation (dans les CLIS en particulier). Une association plus directe des services de l'Etat assurant la mission de protection de la nature (DIREN et ONEMA en particulier) apparaîtrait également utile, en commençant par une meilleure concertation entre services de l'Etat en charge de l'industrie, et services de l'Etat en charge de la protection de la nature (actuels DRIRE et DIREN en particulier).

Le GEP souligne par ailleurs l'intérêt d'une surveillance des écosystèmes en vue d'assurer des études d'impact globales intégrant les effets sanitaires et l'ensemble des éléments de l'environnement (milieux, faunes ou flores) afin d'éclairer les pouvoirs publics en vue de l'ajustement des mesures de gestion des anciens sites proposés. Cette approche doit être menée en compléments d'une amélioration des connaissances sur les effets : il s'agit ici de donner les moyens pour que des études scientifiques soient conduites pour comprendre et quantifier les effets d'une exposition chronique à des substances radioactives et/ou chimiques (notamment l'uranium) applicables à la protection des espèces patrimoniales.

Ainsi, le GEP rappelle la nécessité d'intégrer dans la définition d'une politique de gestion des anciens sites miniers les dispositions de protection de la nature, au sens de la protection des espèces vivantes, mais aussi des habitats qui les abritent.

Il recommande donc d'intégrer des éléments propres à une surveillance des écosystèmes aux dispositifs de surveillance déployés sur les sites, à chaque fois que les enjeux le nécessitent. Cette surveillance devra s'appuyer sur une connaissance des espèces de la faune et de la flore spécifiques à chaque site, et si possible de leur sensibilité aux substances radioactives et/ou chimiques mises en jeu.

Le GEP souligne l'importance, pour atteindre cet objectif, d'améliorer les connaissances des outils disponibles par l'exploitant et les services de l'État (DRIRE/DREAL), tout en renforçant l'implication de l'ensemble des acteurs de la protection de la nature.

4.3. Surveillance sanitaire

Dans les années quatre-vingt, les Centers for Disease Control and Prevention (CDC, USA) ont défini la surveillance de santé publique comme étant « un processus continu et systématique de collecte, d'analyse et d'interprétation de données pertinentes, diffusées en temps opportun à ceux qui en ont besoin, en vue d'une action de santé publique ». La notion de données englobe les pathologies, mais aussi les déterminants de santé et les facteurs de risque. Aujourd'hui, en France, la surveillance de santé publique a un champ relativement large et englobe notamment :

- les pathologies dont les indicateurs (la mortalité, l'incidence, la qualité de vie...) sont fournis par plusieurs structures et outils dont les registres de pathologies, la caisse nationale d'assurance maladie, les données médi-

co-administratives des établissements de soins dont le PMSI⁶⁷ ...) ;

- les bio-indicateurs d'exposition et d'effet ;
- les déterminants de santé dont les expositions environnementales ;
- les caractéristiques sociodémographiques...

Malgré l'utilité de l'ensemble de ces données, nous limiterons ici aux sources de données sur les pathologies.

Actuellement en France, la surveillance sanitaire peut s'appuyer sur les réseaux et bases de données existantes relatives aux soins (systèmes d'information de l'assurance maladie, des hôpitaux, données des laboratoires d'anatomopathologie, registres de mortalité, registre d'incidence, activité des acteurs de santé...) ainsi que sur des systèmes mis en place afin de surveiller des pathologies spécifiques (grippe, intoxication CO etc.). Cette surveillance peut être réalisée en continu ou non dans le temps. Les registres de pathologies permettent une surveillance continue et pérenne alors que les études transversales répétées permettent une surveillance discontinue dans le temps.

Un travail de fond sur les outils disponibles a été mené par le GEP. Il a permis d'apporter des données indispensables à une surveillance sanitaire autour des anciens sites miniers d'uranium du Limousin.

Ces travaux se sont articulés en six étapes :

1. Identification des dangers sanitaires pouvant être associées aux substances se trouvant dans l'environnement suite à l'exploitation d'une mine d'uranium ;
2. Inventaire des données sanitaires disponibles au sein de la zone d'étude (Limousin) ;
3. Travail de hiérarchisation des pathologies à prendre en compte ;
4. Analyse descriptive des données en étroite collaboration avec leurs détenteurs ;
5. Réflexion sur les apports et limites des différents outils de surveillance sanitaire ;
6. Formulation de recommandations sur la stratégie de surveillance sanitaire.

Les recommandations du GEP à l'issue de ces travaux, reposent sur une hiérarchisation des pathologies à surveiller qui tient compte à la fois des données sanitaires disponibles au sein de la zone à couvrir, des outils disponibles, des substances présentes dans l'environnement et des connaissances scientifiques permettant une identification des dangers potentiellement associés. Cette réflexion s'est appuyée sur un travail concerté avec l'ensemble des parties prenantes du

niveau local et national afin de permettre notamment une bonne coordination au niveau national des différentes actions de surveillance sanitaire locale tout en tenant compte des spécificités régionales.

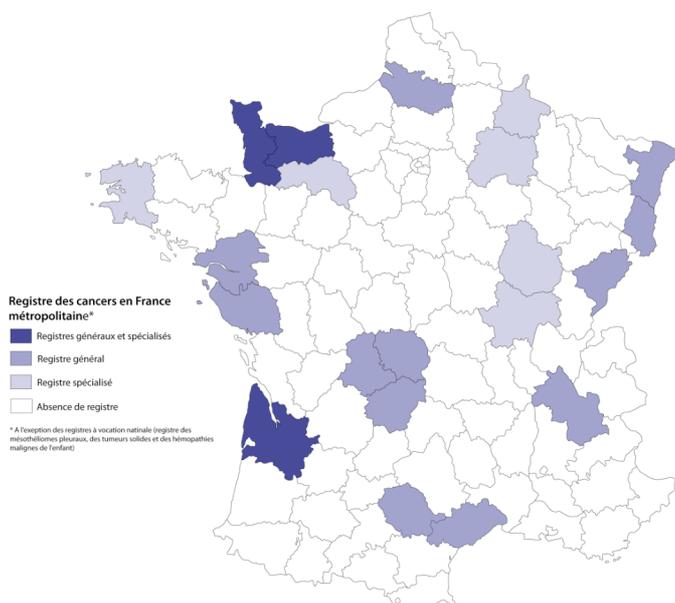
L'analyse des données sanitaires disponibles au sein du Limousin montre la nécessité de disposer de bases de données développées dans un but de surveillance sanitaire à une échelle géographique appropriée (départementale ou régionale). La comparaison des effectifs de cas obtenus via le registre de cancer à ceux obtenus via les bases médico-administratives montre d'importants décalages. Ainsi, les besoins épidémiologiques doivent être pris en compte dès la conception de systèmes coûteux de recueil de données de santé.

Le registre général des cancers du Limousin permet d'obtenir des données historiques validées et mobilisables. En outre, en raison notamment des exigences du comité national des registres pour l'obtention d'un agrément, les méthodes d'enregistrement d'un registre doivent permettre l'évaluation de l'exhaustivité. C'est l'une des raisons conduisant les registres de cancer à réaliser un recueil actif des données, à regrouper plusieurs sources de données afin d'éliminer les doublons, à mettre en place un contrôle de qualité et de cohérence, à suivre les nomenclatures internationales de classification des maladies et à suivre de façon individuelle les patients notamment en terme de survie. Au sein du Limousin, le registre apparaît comme une source d'information indispensable à une surveillance sanitaire autour des anciens sites miniers d'uranium. Les travaux menés dans le cadre du GEP montrent qu'actuellement un registre est le seul outil de surveillance sanitaire permettant de fournir les données indispensables à la réalisation d'une veille sanitaire.

Néanmoins, les structures nécessaires à la mise en place et la conduite d'un registre général des cancers sont onéreuses et ne permettent pas d'avoir des données de façon réactive en raison d'un temps de latence actuel d'environ 4 ans pour avoir des données d'incidence validées. Des efforts importants sont actuellement réalisés afin de réduire ce temps de latence et diminuer la lourdeur du recueil en permettant notamment d'améliorer les circuits de données entre les différents acteurs et le registre. De plus, moins de 20 % de la population française est couverte par un registre des cancers. Cette faible couverture ne permet pas de transposer la méthode de surveillance sanitaire via un registre à l'ensemble des 23 zones minières identifiées dans l'inventaire national des sites miniers d'uranium (MIMAUSA). Cette transposition imposerait la mise en place d'un registre des cancers dans les régions non couvertes.

⁶⁷ Programme de médicalisation des systèmes d'information.

Figure 18 Registres des cancers en France métropolitaine en 2010



Source : InVS

Les mises en place dans les prochaines années en France du dossier médical personnel (DMP) et du dossier communiquant de cancérologie apparaissent clairement ici comme une opportunité à saisir. Il est donc indispensable d'associer l'ensemble des organismes ayant un rôle à jouer dans l'observation de l'état de santé de la population française en amont de la mise en place de ce dossier médical personnel afin de bien définir les variables essentielles dans le cadre d'une surveillance sanitaire. De plus, ce nouvel outil permettra de surveiller différentes pathologies telles que les pathologies neurologiques dégénératives, les troubles immunologiques et immunotoxiques, les troubles de la fertilité, etc. Le DMP et le dossier communiquant de cancérologie marqueraient un tournant dans l'histoire de la santé publique en France et permettraient au côté des registres de pathologie existants (cancers et autres) d'assurer une surveillance sanitaire uniforme sur l'ensemble du territoire et de réduire les inégalités de santé en France. En effet, rappelons ici qu'une surveillance sanitaire permet d'améliorer la santé publique et d'engendrer des bénéfices individuels et collectifs.

L'analyse descriptive des données issues d'une surveillance sanitaire permet de comparer globalement les taux d'incidence observés au sein du Limousin à ceux observés dans d'autres zones géographiques telles que la France, l'Europe ou le monde. Cette analyse descriptive ne permet pas d'expliquer les observations : une sur-incidence ou une sous-incidence peut avoir différentes explications dont des caractéristiques populationnelles particulières (pourcentage de fumeurs différent, catégories socioprofessionnelles différentes...). Pour interpréter les résultats, d'autres données et analyses sont nécessaires et des études épidémiologiques devront être menées.

Le GEP souligne l'intérêt d'une surveillance sanitaire autour des sites miniers d'uranium, et rappelle que celle-ci doit reposer sur un outil dédié. Dans le cadre de la surveillance des cancers, il apparaît préférable de travailler sur l'incidence, c'est-à-dire le nombre de nouveaux cas constatés sur une zone géographique et une période donnée⁶⁸.

Après examen de l'ensemble des outils actuellement disponibles (les registres et les bases médico-administratives), les travaux du GEP montrent qu'aujourd'hui seuls les registres permettent d'identifier les cas incidents exhaustifs dans une zone d'intérêt. C'est pourquoi le GEP recommande la mise en place d'outils de surveillance sanitaire pérennes et exhaustifs tels que les registres de pathologies (dont les cancers) dans les régions concernées par les anciens sites miniers d'uranium qui n'en sont pas encore pourvues.

⁶⁸ Pour être plus précis, il s'agit de la quantité de nouveaux cas produits par unité de temps au sein d'une population composée initialement de non-malades.

4.4. Synthèse et recommandations

Les dispositifs déployés sur certains sites dans le cadre de la surveillance réglementaire actuelle des sources, des transferts à l'environnement et des impacts potentiels n'apparaissent pas toujours adaptés aux besoins de connaissances et à la hiérarchie des enjeux. Cette surveillance est de plus orientée vers des indicateurs d'exposition, et doit par conséquent être complétée par une surveillance orientée vers les effets.

Le GEP recommande en premier lieu de faire évoluer les dispositifs de surveillance de l'environnement de manière à les rendre plus adaptés à la connaissance actuelle des impacts et aux enjeux relatifs à l'évolution des sites, tout en optimisant les moyens mis en œuvre.

Déclinée site par site, la démarche d'identification des différents objets facteurs de risque (stockages, ouvrages miniers, verses...) et l'étude, pour chacun d'eux, des phénomènes redoutés (rayonnement, écoulement d'eau, émanation de radon...) conduit à mieux identifier les indicateurs à surveiller et les moyens appropriés. Elle a ainsi permis de dégager certaines priorités reprises dans les bilans de fonctionnement et la circulaire du 22 juillet 2009. Cette étape doit permettre d'identifier des évolutions, précisées notamment dans le cadre des analyses sur les sites et les transferts à l'environnement (chapitre 3) et sur l'évaluation des impacts (chapitre 5), en vue :

- d'optimiser les moyens déployés en ciblant mieux d'une part les données utiles au diagnostic de l'état des systèmes et à l'identification des dérives et d'autre part à la caractérisation de l'état de l'environnement et des impacts potentiels. De ce point de vue, le GEP a exprimé des interrogations sur la pertinence de poursuivre des mesures de débit de dose externe (mesures DTL), d'activité alpha potentielle dans l'atmosphère (EAP) ou de concentrations dans les eaux de distribution actuellement effectuées par l'exploitant dans les villages avoisnants. Il a au contraire insisté sur la nécessité de renforcer fortement les mesures effectuées à l'aval des principales verses à stériles, dans les zones d'accumulation potentielles des substances rejetées par les sites (mesures sur les sédiments notamment) ou dans les puits fermiers situés dans leur périmètre d'influence ;
- d'adapter les méthodes aux informations recherchées pour chacun des indicateurs couverts par la surveillance, au niveau par exemple des protocoles, du champ ou de la fréquence des mesures. De ce point de vue, le GEP a souligné l'intérêt que représentent des campagnes de mesures complètes, permettant de recueillir des données sur l'ensemble des paramètres et des voies d'exposition pertinents, par rapport à des mesures plus ponctuelles même si elles sont effectuées plus fréquemment.

Le GEP recommande par ailleurs d'harmoniser l'approche développée sur les différents sites. Il souligne l'utilité de formaliser une base de travail sous la forme de plans de surveillance type pour chaque catégorie de site.

En complément, le GEP juge nécessaire de garantir la qualité et la crédibilité de la surveillance par le pluralisme, le contrôle et l'accessibilité des données. Il recommande de renforcer les contrôles sur site exercés par les autorités, de redéployer la surveillance exercée autour des sites par l'IRSN et d'encourager, en lien avec les préoccupations locales, la réalisation de campagnes ponctuelles par d'autres laboratoires. Il souligne également l'importance de garantir l'accessibilité et la lisibilité des données de surveillance. Pour cela, le GEP souligne l'utilité de déployer des dispositifs de balisage sur le terrain, de repérage dans les documents et de géolocalisation des points de mesure, mais également de renforcer l'accès aux données, au niveau régional ou national, notamment via internet et en lien avec la mise en place du Réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement.

Par ailleurs, le GEP recommande d'intégrer aux dispositifs de surveillance une surveillance des écosystèmes et des habitats, destinée à s'assurer que les effets éventuels sont acceptables, afin de ne pas restreindre la surveillance de l'environnement à la seule surveillance des expositions. Aussi, il appelle à intégrer une surveillance des écosystèmes aux dispositifs de surveillance déployés sur les sites, à chaque fois que les enjeux le nécessitent. Cette surveillance devra s'appuyer sur une connaissance des espèces de la faune et de la flore spécifiques à chaque site, et si possible de leur sensibilité aux substances radioactives et/ou chimiques mises en jeu. Sa mise en œuvre devra se reposer sur une meilleure connaissance des outils existants et une plus grande implication des acteurs de la protection de la nature.

Enfin, le GEP souligne l'intérêt de disposer, dans les zones telles que les régions uranifères, d'une surveillance sanitaire qui constitue une base indispensable pour aborder la question du risque sanitaire associé aux anciens sites en permettant une quantification des effets, complémentaire de l'évaluation des expositions. Aussi, le GEP préconise de mettre en place, lorsqu'ils font défaut dans les régions concernées, des registres de pathologies (dont les cancers), qui sont actuellement les seuls outils permettant, dans le cadre d'une surveillance basée sur l'incidence, d'identifier de manière exhaustive, les cas dans une zone d'intérêt.

Chapitre 5

Evaluation des impacts chimiques et radiologiques à court et moyen termes

Après une analyse des situations à l'origine des expositions et des risques, puis un examen des dispositifs de surveillance, des données qu'ils produisent et des pistes envisageables pour les faire évoluer dans le sens d'une meilleure efficacité, le rapport aborde dans le présent chapitre la question des impacts. Cette question est abordée d'une manière large : les impacts envisagés sont ceux subis par l'homme (section 5.2.) mais également par l'environnement et les écosystèmes (section 5.1.). Ils concernent bien entendu les impacts associés aux substances radioactives, dont la présence constitue l'une des spécificités de l'activité minière d'uranium, mais également ceux associés aux autres substances toxiques rejetées dans l'environnement.

A propos des impacts comme pour les autres aspects de ses travaux, le GEP a bâti sa réflexion, d'une part sur l'analyse des études et résultats produits par Areva, d'autre part sur l'examen de l'état des méthodes, des outils et des connaissances disponibles et utilisés en France et à l'étranger. À chaque fois qu'il l'a pu, le GEP a poussé sa démarche jusqu'à tester les outils qui lui paraissaient les plus adaptés. Dans ce cas, l'objectif visé n'était pas d'aboutir à une évaluation complète des impacts se substituant à celle attendue de la part de l'exploitant, mais plutôt d'éprouver la pertinence et l'applicabilité des outils mis en avant et l'intérêt des résultats auxquels ils permettent d'aboutir. Pour cela, des applications ont été menées sur des cas réels, à partir des données disponibles.

C'est le cas pour l'évaluation de risque pour les écosystèmes pour laquelle le GEP, grâce à un important appui des équipes de l'IRSN, a mis en œuvre une méthode d'évaluation des risques selon une approche dite graduée. Cette approche a été appliquée au risque radiologique et au risque lié à la toxicité chimique de l'uranium. Une application plus générale aux risques liés aux substances chimiques était initialement envisagée, mais les moyens et les compétences que le GEP a pu mobiliser dans le cadre de son mandat n'ont finalement pas permis sa mise en œuvre.

Pour ce qui concerne l'impact sur les populations, les réflexions engagées par le GEP ont également conduit à mener des évaluations d'impact à partir des données disponibles. Ces évaluations se sont limitées à l'impact radiologique pour les mêmes raisons que celles évoquées précédemment à propos des risques sur les écosystèmes. L'analyse des outils d'évaluation des impacts chimiques a été menée de manière

sommaire ; des outils applicables ont été identifiés mais aucun n'a pu être testé dans le cadre des travaux du GEP. Les évaluations d'impact radiologique effectuées par le GEP ont été conduites selon une approche répondant à une logique sensiblement différente de celle actuellement utilisée par Areva. L'objectif de cette approche est de mieux prendre en compte les situations d'exposition particulières en retenant des scénarios types.

En complément des réflexions précédentes, un travail spécifique a été conduit pour explorer la possibilité d'exploiter les données de surveillance sanitaire dans une logique de veille sanitaire graduée (section 5.3.). Ce travail a été mené avec l'appui d'un laboratoire de l'université de Limoges, Geolab, le registre des cancers du Limousin et les équipes de l'InVS. Il peut être considéré comme complémentaire des évaluations d'impact. Contrairement à ces dernières, dont le principe est fondé sur l'estimation des expositions, les outils de veille visent à exploiter les données relatives à la santé des populations pour mettre en évidence des anomalies dans la distribution spatio-temporelle de certaines pathologies. Si de telles anomalies sont mises en évidence, les éventuelles causes qui en sont à l'origine peuvent être alors recherchées. Concernant la veille sanitaire, le GEP a concentré ses efforts sur des développements méthodologiques et formule des recommandations de cet ordre.

5.1. Évaluation du risque environnemental

Le domaine de l'évaluation du risque radiologique pour les écosystèmes est un domaine actuellement peu développé. Les développements méthodologiques récents apportent cependant les moyens d'aborder la question et de proposer des réponses construites. Pour l'évaluation du risque chimique il existe en revanche une méthode relativement robuste. Bien que celle-ci reste en général peu appliquée aux activités mettant en jeu la radioactivité, elle est applicable au cas des anciens sites miniers d'uranium.

5.1.1. État des lieux méthodologique

Le GEP a examiné l'approche mise en œuvre jusqu'à présent par l'exploitant, avant de dresser un panorama des outils disponibles pour choisir les pistes méthodologiques qui lui sont apparues comme les plus pertinentes.

• Approche mise en œuvre par Areva NC

En matière d'évaluation des impacts sur l'environnement, la démarche mise en œuvre par Areva NC est aujourd'hui sommaire. Elle repose principalement sur les résultats de mesures effectuées sur des végétaux aquatiques prélevés le long des cours d'eau majeurs des bassins versants et plus précisément sur la mesure des activités massiques en ^{238}U , ^{226}Ra et ^{210}Pb . Comme souligné par l'IRSN au cours de la tierce expertise⁶⁹ du Bilan décennal environnemental qu'il a effectuée en lien avec les travaux du GEP, ces éléments ne constituent pas une base suffisante pour juger de l'impact écologique éventuellement associé aux élévations de concentrations en radioactivité des eaux et des sédiments relevées sur certains secteurs.

Ponctuellement, Areva NC a complété sa démarche par une étude relative à l'effet des concentrations de radioactivité dans le lac de Saint-Pardoux sur le gardon et sur d'autres espèces piscicoles. Cette étude a été réalisée en 2005 par la société canadienne SENES pour le compte d'Areva NC. Elle correspond à la mise en œuvre d'une véritable méthode d'évaluation d'impact. L'incidence des activités minières y est considérée d'un point de vue radiologique, avec la prise en compte des radionucléides de la famille de l'uranium 238 et d'un point de vue chimique, avec la prise en compte de l'uranium en tant que métal lourd.

Indépendamment des quelques critiques auxquelles peut conduire l'analyse détaillée de cette étude, elle constitue une première approche vers une véritable évaluation des risques à l'environnement. Elle reste toutefois trop isolée pour marquer un virage réel d'Areva NC dans la prise en compte de l'impact sur l'environnement. Pour le GEP, la situation nécessite encore d'évoluer pour sortir du postulat fortement ancré dans le domaine radiologique, selon lequel « protéger l'homme protège l'environnement ». Ce postulat, qui découle notamment des publications de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR), explique que l'impact pour l'environnement n'ait longtemps été éva-

lué qu'au travers des études de radioprotection de l'homme. Des interrogations récentes et de plus en plus pressantes ont récemment été à l'origine d'initiatives de la part des instances nationales et internationales pour changer de paradigme et proposer des outils d'évaluation spécifiques. C'est clairement dans le sens de ces initiatives que le GEP a inscrit ses réflexions.

• Méthodes disponibles pour l'évaluation du risque environnemental

Le GEP a analysé l'état de l'art actuel dans le domaine de l'évaluation du risque environnemental. Au cours de son analyse critique des outils existants, il s'est notamment intéressé à une méthode d'évaluation de risque radiologique propre à l'environnement, issue du programme européen ERICA⁷⁰.

Cette méthode a été définie sur la base de la méthode d'évaluation de risque couramment utilisée en Europe pour les substances chimiques et décrites dans un guide européen (Technical Guidance Document ou TGD, publié par la Commission européenne en 2003). Tout comme la méthode utilisée pour les substances chimiques, elle repose sur les quatre phases suivantes :

- l'identification des dangers (ou formulation du problème). Cette étape nécessite un inventaire quantitatif des substances à retenir dans l'évaluation du risque, une identification des organismes à prendre en compte dans les écosystèmes récepteurs et des relations entre ces organismes et les substances retenues ;
- l'analyse des effets de chaque substance sur l'écosystème considéré et la détermination du niveau d'exposition maximal de cet écosystème pour lequel il est considéré que la substance considérée n'aura pas d'effet néfaste. Ce niveau d'exposition est qualifié de PNEC⁷¹ ;
- l'analyse des expositions. Elle vise à estimer le niveau d'exposition des organismes à chacune de ces substances. Ce niveau est qualifié de PEC⁷² ;
- la caractérisation du risque par la confrontation des résultats des deux phases d'analyse (PEC versus PNEC). La méthode la plus simple est celle du ratio : si le niveau d'exposition est inférieur à la valeur de référence (PEC/PNEC <1), il n'y a pas de risque pour l'écosystème. Dans la situation inverse (PEC/PNEC >1), le risque est potentiel.

⁶⁹ Rapport IRSN/DEI/2007-01 - *Expertise globale du bilan décennal environnemental d'Areva NC - 1^{ère} partie : stockage de Bellemeuse et impact environnemental à l'échelle du bassin versant du Ritorde*.

Rapport IRSN/DEI/SARG/2007-042 - *Expertise globale du bilan décennal environnemental d'Areva NC - 2^{ème} partie : impact environnemental à l'échelle des bassins versants et évaluation de la surveillance*

⁷⁰ ERICA (Environmental Risk for Ionising Contaminants : Assessment and Management).

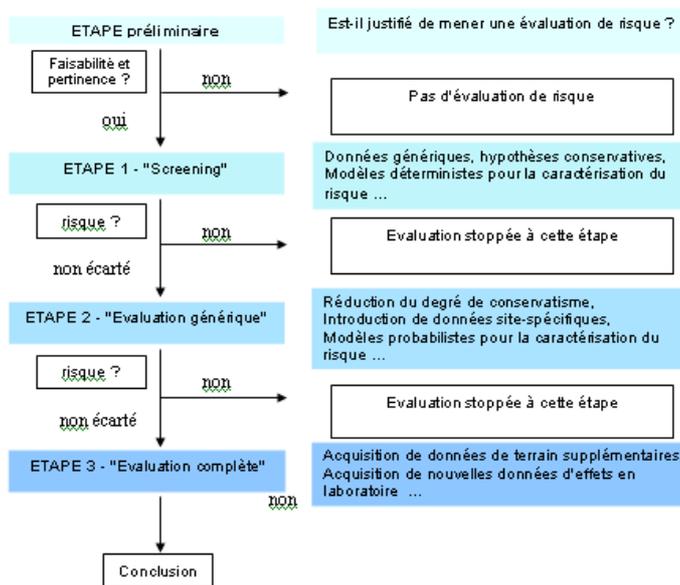
⁷¹ PNEC (Predicted No Effect Concentration) : concentration d'une substance sans effet sur l'écosystème où elle est présente.

⁷² PEC (Predicted Environmental concentration) : concentration dans les milieux constitutifs des écosystèmes.

Plus généralement, l'état de l'art effectué par le GEP l'a conduit à mettre en avant l'intérêt du recours à des approches dites « graduées » pour l'évaluation du risque environnemental. Ce type d'approche est en effet particulièrement adapté à l'exigence de proportionnalité qui s'impose dans le cas des sites miniers, compte tenu de la diversité des situations et de l'ampleur très variable des expositions mesurées dans l'environnement des sites.

Le principe d'une approche graduée est schématiquement décrit dans la figure 19 ci-après. Il se décline de la même manière dans le cas d'une évaluation de risque environnemental de nature radiologique ou chimique.

Figure 19. Schéma de l'approche graduée pour une évaluation du risque environnemental



L'étape préliminaire de l'approche consiste à apprécier la pertinence et la faisabilité d'une étude de risque. Si cette pertinence et cette faisabilité sont actées, l'évaluation de

risque est alors mise en œuvre avec un niveau de détail et d'approfondissement adapté à la situation considérée. Trois étapes correspondant à trois niveaux d'approfondissement sont ainsi possibles.

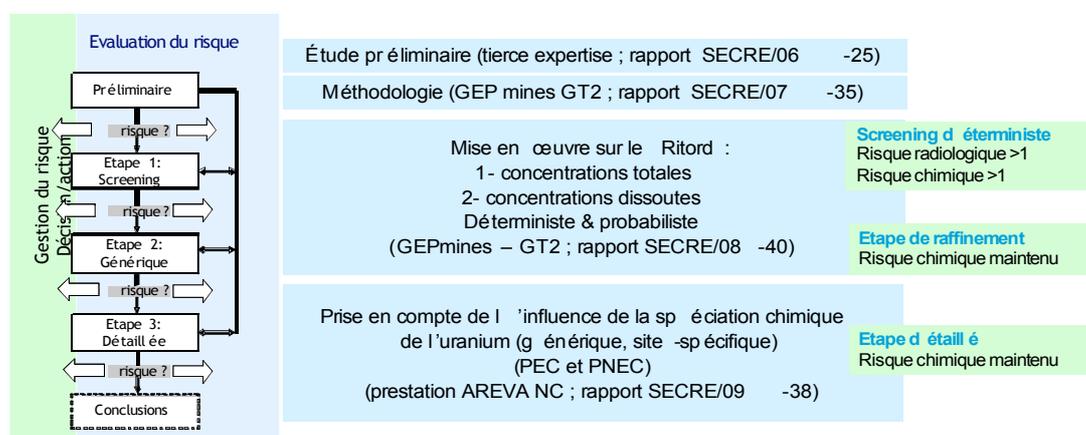
À la première étape, l'évaluation se limite à une évaluation enveloppe dite « screening ». Celle-ci doit pouvoir être mise en œuvre simplement et nécessiter des données d'entrée en nombre réduit et, à ce stade, génériques.

Si les résultats obtenus à l'étape de screening permettent d'écartier l'existence d'un risque potentiel, l'évaluation se termine. En revanche, si le risque ne peut être écarté, il convient de passer à l'étape 2 voire ensuite à l'étape 3. Le passage d'une étape à la suivante correspond au recours à une méthode d'évaluation plus détaillée et précise et à une évolution vers une approche plus réaliste et représentative des conditions particulières auxquelles on s'intéresse. L'étape 2 peut ainsi requérir de disposer de données spécifiques au site étudié et de déployer une approche probabiliste.

5.1.2. Mise en œuvre d'une approche graduée sur un cas d'étude

Comme indiqué précédemment, le GEP a mis en pratique la démarche d'évaluation selon une approche graduée sur un cas d'étude particulier. Celui-ci, situé en Limousin, correspond au bassin versant du Ritord en amont du lac de Saint Pardoux (Haute-Vienne). Les données exploitées pour les besoins du cas test, correspondent aux résultats de mesures couvrant la période de 1994 (période où certains sites étaient encore en cours de réaménagement) à 2006. L'évaluation menée a porté à la fois sur les radionucléides des chaînes naturelles (pour leur radiotoxicité) et sur l'uranium (considéré en tant que toxique chimique). L'impact chimique de substances autres que l'uranium n'a pas pu être étudié.

Figure 20 Déroulement d'une évaluation du risque environnemental et application au Ritord



Les étapes et le contenu du déploiement de la méthode sur le cas d'étude du Ritord sont décrits sur la [figure 20](#). Des détails sont fournis dans les rapports mentionnés sur la [figure 20](#) et dont les références précises sont données dans le rapport GT2 en annexe. L'évaluation du risque environnemental ainsi proposée constitue une approche théorique pour traiter de façon cohérente les aspects chimiotoxique et radiotoxique. Le GEP souligne à ce stade que toute transposition des méthodes développées sur le site retenu aux autres sites miniers devra respecter l'approche graduée décrite précédemment.

● Graduation de l'approche et valeurs de référence

À l'étape de screening, la démarche a conduit à sélectionner des organismes dits de référence pour couvrir les différents niveaux trophiques nécessaires à la représentation simplifiée de la structure et du fonctionnement d'un écosystème correspondant à celui étudié, en l'occurrence, un écosystème aquatique continental : décomposeurs, producteurs primaires, consommateurs primaires et d'ordre supérieur. Ces organismes, associés à une espèce modèle, sont supposés être représentatifs de toutes les espèces similaires en termes de géométries, de mode de vie et de rôle écologique.

Pour évaluer le risque radiologique, une valeur de dose sans effet (PNEDR) doit ensuite être déterminée. Elle a été fixée à 10 µGy/h pour la réalisation du cas test, sur la base des travaux menés dans le cadre du programme ERICA évoqué précédemment. Cette valeur est alors utilisée pour établir les valeurs de concentration sans effet sur l'écosystème (PNEC) à raison d'une valeur par radionucléide et par milieu d'intérêt (eau et sédiment). Ces valeurs sont à comparer, selon l'objectif de l'évaluation, soit aux concentrations totales, soit aux concentrations ajoutées attribuables aux activités minières, ce qui implique de déterminer des concentrations considérées représentatives du bruit de fond naturel.

Pour ce qui concerne la toxicité chimique de l'uranium, la concentration sans effet (PNEC) a été établie sur la base des connaissances en écotoxicité chronique pour les espèces d'eau douce. Dans le cadre du screening, toutes les données d'écotoxicité ont été utilisées telles quelles et quelle que soit la forme physicochimique de l'uranium qu'elles considèrent. Étant donné le nombre élevé et la bonne qualité des données d'écotoxicité disponibles, la valeur de concentration sans effet a été estimée à 3,2 µg/l pour l'eau, puis plus récemment à 5 µg/L par l'IRSN⁷³. De la même façon que pour le risque radiologique, cette valeur peut être comparée soit

aux concentrations totales, soit aux concentrations ajoutées attribuables aux activités minières.

Les résultats obtenus à l'issue de l'étape de screening conduisent à des indices de risque radiologique, ajouté et total, tous inférieurs à 1 quelles que soient la station et l'année considérées, pour l'exposition de l'écosystème directement imputable aux sédiments du Ritord. L'étape de screening a donc conduit à éliminer ce milieu d'exposition en fonction des données et hypothèses retenues dans le calcul.

Pour le milieu eau en revanche, les indices de risque radiologique totaux sont tous supérieurs à 1, ce qui est également le cas pour la plupart des indices de risque ajouté. Ces résultats conduisent à orienter l'évaluation du risque via la voie eau vers la deuxième étape de l'approche graduée : l'évaluation générique.

● Acquisition de données représentatives

À cette étape, la démarche repose sur l'identification des paramètres contribuant le plus significativement au risque, en vue d'affiner ensuite la manière dont ils sont pris en compte dans les calculs pour aboutir à une évaluation du risque plus précise.

Pour le cas d'étude particulier choisi, le travail a ainsi porté sur les moyens d'affiner deux hypothèses pénalisantes retenues lors du screening, à savoir : l'utilisation des concentrations maximales et la prise en compte des concentrations en uranium et radium total (i.e. : concentration en éléments dissous plus concentration en éléments particuliers). Ce travail a conduit à mettre en évidence la difficulté particulière découlant des limites de détection élevées associées à une bonne partie des données de concentration d'exposition. Afin d'améliorer la représentativité des valeurs prises en compte, des méthodes statistiques permettant d'intégrer les valeurs inférieures à la limite de détection (ou plus précisément de quantification) ont été mise en œuvre⁷⁴. Une autre voie explorée pour affiner l'évaluation du risque a consisté à recourir à des méthodes probabilistes.

Un point important concerne l'abaissement attendu des limites de détection (et seuils de décision) des méthodes de mesure, dont le GEP considère qu'il devrait répondre à deux points problématiques mis en évidence lors du screening :

- la détermination de concentrations représentatives à l'échelle de l'année pour l'approche déterministe, avec pour objectif de remplacer le maximum annuel par une valeur plus représentative en termes d'exposition chronique ;

⁷³ Beaugelin-Seiller K., Garnier-Laplace J., Gilbin R., 2009, *Vers la proposition d'une norme de qualité environnementale pour l'uranium en eau douce*, Rapport IRSN/DEI/SECRE/2009-015.

⁷⁴ L'IRSN propose une valeur de 5µg/L exprimée en uranium dans la colonne d'eau, versus 0,3 µg/L publié à titre provisoire dans le cadre de la circulaire du 7 mai 2007 DCE/23. La valeur proposée par l'IRSN doit être soumise en 2010 au comité d'experts auquel l'Ineris fait appel pour valider les PNEC.

- l'acquisition en nombre suffisant de mesures significatives pour l'approche probabiliste, avec pour objectif de disposer d'un nombre suffisant de données pour leur traitement statistique.

Lorsque la proportion des résultats de mesure inférieurs aux limites de détection (LD) est importante, les réflexions du GEP ont notamment porté sur l'emploi de méthodes statistiques adaptées⁷⁵.

Les résultats obtenus pour la zone d'étude, à l'issue de cette deuxième étape, permettent de conclure que le risque radiologique est négligeable pour l'écosystème considéré. En revanche, pour le risque chimique associé à la toxicité de l'uranium, selon les hypothèses retenues, dans 90 % des cas d'exposition, 10 % des espèces de l'écosystème seraient affectées. Ce résultat justifie donc d'engager une évaluation plus précise et spécifique correspondant à la troisième étape de la démarche.

Pour cette troisième étape, le travail a consisté à revoir la détermination de la PNEC chimique pour l'adapter au contexte du site étudié. Pour cela, plutôt que de prendre en compte l'ensemble des données disponibles dans la littérature comme lors des étapes précédentes, une sélection a été effectuée pour ne retenir que celles représentatives des conditions spécifiques au site et ainsi aboutir à une PNEC propre au contexte du Ritord. Cette sélection a notamment porté sur la spéciation, c'est-à-dire les formes physico-chimiques (carbonates, phosphates, matières organiques, etc.) sous lesquelles l'uranium est présent dans le milieu concerné, et sur les caractéristiques de la faune et de la flore locales.

Le travail effectué dans ce sens a été contraint par la difficulté d'établir une caractérisation physico-chimique fine des milieux d'expérimentation et des eaux du Ritord à partir des seules données disponibles, les moyens et les échéances fixées au GEP ne permettant pas de mettre en œuvre de campagnes de mesures d'ampleur significative. Les résultats obtenus à partir des hypothèses retenues sont de ce fait entourés d'une forte incertitude qui n'a pas permis, à l'issue de cette troisième étape, d'écarter un risque chimique pour l'écosystème aquatique.

● Principaux enseignements

Au terme de la réflexion qu'il a menée sur les outils d'évaluation du risque environnemental et du travail effectué dans le cadre d'un cas d'étude mené sur le bassin versant du Ritord en amont du lac de Saint Pardoux, le GEP tire plusieurs enseignements importants.

En premier lieu, il souligne que l'état de l'art qu'il a effectué montre l'existence de méthodes et outils potentiellement utilisables dans un contexte tel que celui associé à l'incidence environnementale d'anciens sites miniers d'uranium. Le cas d'étude mis en œuvre montre qu'une méthode graduée peut conduire à des résultats conclusifs pour ce type de contexte dès la première étape. C'est le cas pour les risques radiologiques évalués à partir des données disponibles pour la partie du bassin versant du Ritord étudiée au cours des travaux du GEP. Il incite dès lors à promouvoir l'utilisation de cette méthode, dont la formalisation pourrait le cas échéant être envisagée dans un guide.

Pour l'application de cette méthode, le GEP note l'importance de disposer de données de mesures significatives (au sens où elles sont au dessus des limites de détection) et souligne à nouveau l'importance déjà mentionnée de poursuivre l'effort d'abaissement des limites de détection des méthodes de mesure mises en œuvre. En effet, l'application de la méthode d'évaluation de risque, dans sa globalité, nécessite de nombreuses données qui ne sont pas toutes disponibles à ce jour. Ainsi il peut être conclu à l'issue de l'étape préliminaire qu'une évaluation de risque est pertinente mais non faisable, ce qui conduirait à se replier sur d'autres outils de gestion pour juger d'un impact pour l'environnement.

Le GEP note, à l'examen des résultats obtenus, que l'eau et les sédiments sont les compartiments pertinents à considérer pour une évaluation d'impact à court et moyen terme. Dans le temps imparti, le GEP a principalement axé ses réflexions sur l'eau.

Pour le risque chimique associé à l'uranium, il souligne que les évaluations conduites sur le cas d'étude n'ont pas pu déboucher sur des conclusions définitives en raison d'un jeu de données ne permettant pas de développer de manière suffisamment précise l'étape d'évaluation détaillée. C'est le cas par exemple pour les données relatives à la caractérisation des bruits de fond (chimique et radiologique), aux équilibres au sein des familles de l'uranium 235 et 238 ou aux données de spéciation de l'uranium.

L'application de la méthode graduée nécessite de nombreuses données qui ne sont pas toutes disponibles. Le besoin d'acquisition de données de terrain nécessaires varie en fonction des étapes de la méthode. Ainsi, le GEP considère que :

- dès la première étape, les données permettant de mieux caractériser les bruits de fond (chimique et radiologique) et les équilibres au sein des familles de l'uranium 235 et 238 doivent être collectées ;
- à partir de la deuxième étape, les écosystèmes locaux peuvent être caractérisés de façon appropriée, en partenariat avec les associations locales ;
- à partir de la troisième étape, les mesures nécessaires à la modélisation de la spéciation de l'uranium (carbonates, phosphates, matières organiques, etc.) sont manquantes,

⁷⁵ La discussion de ces méthodes statistiques et de leur mise en œuvre, comme les autres détails de cette analyse méthodologique, est présentée dans le rapport technique du GT2.

Partie II

et ne pourront être complétées qu'à l'issue d'études plus poussées de ce phénomène.

En conséquence, le GEP recommande la mise en place de programme d'études et recherche permettant notamment de mieux évaluer la quantité d'uranium labile (c'est-à-dire *a priori* biodisponible) dans l'eau, d'établir la relation entre l'uranium labile et les effets écotoxiques et d'approfondir les questions relatives à l'écotoxicité de l'uranium présent dans les sédiments.

Pour cela, il préconise la mise en place d'une station d'étude expérimentale, sous la forme d'une zone atelier, permettant l'acquisition d'informations *in situ*. Afin de poursuivre les travaux initiés dans le cadre du GEP, cette zone atelier pourrait être implantée dans le bassin versant du Ritord - en élargissant la zone d'étude au lac de Saint-Pardoux. Une telle station permettrait à la fois d'étudier les phénomènes d'accumulation, comme il a été discuté dans la section 3.1.5. et, pour les besoins notamment des études d'impact, d'étudier les phénomènes de remise en suspension de sédiments.

Compte-tenu des incertitudes auxquelles conduisent encore, dans certaines situations, les évaluations de risque aux écosystèmes et de manière générale afin de conforter les résultats auxquels ce type d'évaluation conduit, le GEP souligne à nouveau l'intérêt de mettre en place une surveillance écologique adaptée. Comme évoqué précédemment, il est nécessaire que cette surveillance soit définie en lien avec les acteurs de la protection de la nature et soit mise en place en priorité là où les enjeux environnementaux sont les plus forts, compte tenu de la sensibilité ou de l'intérêt particulier des écosystèmes et des niveaux d'exposition relevés.

Le GEP note également une nouvelle fois, que les questions de l'écotoxicité des substances chimiques autres que l'uranium n'ont pas pu être approfondies au cours des travaux du groupe mais qu'elles mériteraient d'être abordées (on peut penser par exemple à la réalisation d'évaluations de type screening, afin de hiérarchiser les différentes substances rejetées par les sites miniers en matière de risques écotoxiques chroniques potentiels). Le GEP a établi, sur la base des informations transmises par l'exploitant sur la zone d'étude choisie, une liste de substances d'intérêt : aluminium (Al), fer (Fe), manganèse (Mn), baryum (Ba), magnésium (Mg), arsenic (As), uranium (U), chlore (Cl) et sulfates. Le GEP n'a pas été en mesure de mettre en place, dans le temps imparti à ses travaux, la collaboration qu'il avait envisagée avec l'INERIS pour développer une analyse critique de cette liste de substances et une évaluation de leur impact potentiel. Aussi, il n'est pas en mesure de statuer sur l'exhaustivité de cette liste, pas plus que sur la légitimité de sa transposition aux autres sites miniers.

En complément, le GEP souligne enfin que les méthodes d'évaluation de risque sur les écosystèmes constituent potentiellement un outil utile pour guider la détermination de valeurs de gestion cohérentes avec l'objectif de protection

de l'environnement. De ce point de vue, le GEP souligne par exemple que ses travaux ont d'ores et déjà permis d'initier une réflexion qui devrait conduire à la fixation d'une norme de qualité environnementale (NQE) pour l'uranium. Celle-ci, qui s'apparente à la concentration sans effet (PNEC) évoquée plus haut, est fixée à 5 µg/l ajouté dans la proposition formulée par l'IRSN et portée à la connaissance du GEP. Selon une logique comparable, il est envisageable de déboucher, aux termes des actions proposées par le GEP, sur une valeur de gestion applicable à la concentration en uranium dans les sédiments.

En conclusion, le GEP juge que l'évaluation du risque radiologique et chimique pour l'environnement des anciens sites miniers d'uranium reste aujourd'hui sommaire et qu'il est nécessaire d'initier des actions permettant de progresser dans ce domaine. Il note que les développements méthodologiques récents permettent de disposer aujourd'hui d'outils pertinents, dont la mise en œuvre peut toutefois encore être contrariée par l'insuffisance des connaissances écotoxicologiques ou des données de terrain. Le GEP souligne de ce point de vue la difficulté particulière à mettre en œuvre une évaluation complète du risque chimique, alors que les premiers éléments disponibles suggèrent l'importance de ce volet pour l'uranium.

Après avoir vérifié l'utilité des méthodes qu'il a jugées les plus pertinentes, le GEP en recommande l'application selon une approche graduée, et s'intéressant à toutes les substances, les milieux et les voies d'exposition et de transfert d'intérêt. Pour déterminer les situations où une première étude de screening est nécessaire, le GEP recommande l'application de valeurs de référence, qui devront faire l'objet de mise à jour en fonction des connaissances scientifiques.

Pour permettre une application correcte de ces méthodes, le GEP souligne par ailleurs la nécessité de mettre en œuvre un effort :

- dans la collecte des données de terrain, notamment par l'abaissement des limites de détection,
- dans l'acquisition de connaissances sur la spéciation et la disponibilité de l'uranium, par un programme d'études et de recherches, dont un élément pourrait être la création d'une zone atelier d'étude des phénomènes d'accumulation dans les sédiments et de remobilisation des substances relâchées par les anciens sites.

5.2. Évaluation des impacts sur l'homme

Évaluer l'impact sur l'homme des sites miniers d'uranium nécessite de s'intéresser à l'impact lié aux substances radioactives issu de ces sites, mais également aux substances chimiques qui les accompagnent. Les deux aspects relevaient *a priori* du champ des missions du GEP mais seule l'évaluation de l'impact aux substances radioactives a pu être abordée de manière approfondie compte tenu des moyens et compétences qui ont pu être mobilisés au cours des travaux. Un rappel des réflexions menées par le GEP sur l'impact chimique est toutefois présenté ci-dessous.

Concernant l'impact radiologique, comme pour le risque environnemental, le GEP s'est attaché à analyser les méthodes existantes avant de proposer et de tester, puis le cas échéant de recommander une évolution méthodologique. Ces propositions intègrent le principe d'une approche graduée. Une réflexion spécifique a été engagée sur la prise en compte du radon.

5.2.1. Prise en compte de l'impact chimique

Le développement de l'évaluation des impacts des sites miniers d'uranium sur la population s'est historiquement centré sur l'aspect radiologique, au détriment du volet chimique. L'introduction, en 1989 et 1990, des titres consacrés à la protection contre les rayonnements ionisants du RGIE a conduit à la définition réglementaire de critères quantitatifs de limite d'exposition radiologique et d'une méthode d'évaluation de l'impact dosimétrique correspondante qui n'ont pas eu leur pendant sur le plan chimique. De même, la doctrine DPPR de 1999 sur le réaménagement des stockages de résidus, tout en indiquant que ce réaménagement devait « permettre de limiter l'impact radiologique et chimique actuel (...) » ne déclinait concrètement ce principe en objectif et méthode quantitatifs que pour le premier volet.

Aussi, le Bilan décennal environnemental produit par Areva NC sur la Division minière de la Crouzille explique : « en ce qui concerne les anciennes mines d'uranium réaménagées et les sites de stockage de résidus de traitement, et au vu de la nature des principaux éléments susceptibles d'être disséminés dans l'environnement (à savoir des radioéléments et des métaux) il convient d'étudier principalement le risque radiologique ». Aucune évaluation quantitative des impacts potentiels liés à la toxicité chimique des substances associées aux sites miniers d'uranium n'est proposée. Le même constat se retrouve dans les Bilans de fonctionnement des sites de Creuse, de Corrèze et du reste de la Haute-Vienne, établis plus récemment par Areva. Le volet radiologique est également le seul sur lequel est développée une évaluation quantitative dans le cadre des études sur les impacts à long terme demandées à Areva par le PNGMDR.

Plusieurs facteurs justifient pourtant le développement d'évaluations d'impact chimique sur l'homme. Le premier est la toxicité chimique de l'uranium, en tant que métal lourd. Celle-ci est supérieure à concentration égale à sa radiotoxicité. S'il n'existe pas contrairement au risque radiologique de phénomène d'exposition externe, le risque chimique lié à l'uranium existe dans les situations d'inhalation (poussières) et surtout d'ingestion (eau, chaîne alimentaire...), et ne peut donc être négligé. Par ailleurs, la minéralisation des roches extraites pour l'exploitation de l'uranium, le traitement chimique du minerai ou le traitement chimique des eaux de mine sont à l'origine de l'introduction de substances chimiques toxiques dans l'environnement des sites.

Cette situation est d'autant plus étonnante que des méthodes éprouvées d'évaluation d'impact chimique sur l'homme associées à ces différentes substances existent et sont appliquées dans d'autres domaines industriels depuis maintenant plusieurs années.

Le GEP a souhaité intégrer à ses travaux des acteurs de l'évaluation des risques chimiques pour l'homme. Cette collaboration n'a finalement pas été possible, bien que le GEP ait dès son origine pointé l'importance de mener une réflexion poussée dans cette direction.

En conclusion, le GEP constate que les exigences et le niveau de mise en œuvre des évaluations d'impact chimique des anciens sites miniers d'uranium sur les populations sont aujourd'hui très en retrait des évaluations d'impact radiologique, bien que les méthodes existent. Il souligne que la préoccupation forte attachée à la spécificité radioactive de certaines des matières mises en jeu dans les anciens sites miniers d'uranium ne doit pas reléguer au second plan leur toxicité chimique.

Aussi, le GEP recommande de développer systématiquement, parallèlement aux évaluations d'impact dosimétrique existantes, des évaluations de l'impact chimique sur les populations. Ces évaluations devront notamment prendre en compte la toxicité chimique de l'uranium et des éléments qui l'accompagnent, ainsi que les apports secondaires liés à l'introduction de réactifs pour le traitement chimique des eaux.

5.2.2. Pratique actuelle sur l'évaluation de l'impact dosimétrique

L'évaluation de l'impact radiologique sur l'homme par le calcul d'impact dosimétrique est la principale, sinon la seule démarche de quantification de l'impact des anciens sites miniers d'uranium explicitement exigée par la réglementation et régulièrement pratiquée par l'exploitant. Le GEP a bien sûr examiné la méthode déployée sur les sites par Areva et ses résultats sur la Division minière de la Crouzille pour fonder son analyse et ses propositions dans ce domaine.

● Approche mise en œuvre par Areva

L'approche mise en œuvre par Areva pour évaluer l'impact dosimétrique s'appuie sur la méthode définie par le guide élaboré par l'IRSN à la demande du MEEDDM⁷⁶. Cette approche est basée sur la définition de groupes de références choisis en fonction de leur localisation et de l'influence potentielle des sites miniers ; les groupes de référence sont alors choisis de manière à être représentatifs des groupes de population jugés les plus exposés selon un jeu de critères relatifs à leur localisation le long des diverses voies d'exposition envisageables. Ce choix est formalisé au travers du calcul d'indices globaux. Entre 2 et 4 localisations de groupes de référence sont ainsi retenues pour chaque secteur. Elles correspondent aux zones habitées pour lesquelles les indices globaux d'exposition sont les plus élevés.

L'évaluation de dose ajoutée repose sur la prise en compte des diverses voies d'exposition envisageables : exposition externe liée aux rayonnements gamma, exposition interne liée à l'ingestion d'eau et de denrées alimentaires, voire de poussières, et exposition interne liée à l'inhalation de radon.

Les données utilisées pour caractériser ces voies d'exposition sont celles acquises au travers du réseau de surveillance (voir la [section 4.1.](#)). Il s'agit en particulier des mesures de débit de dose réalisées à l'aide de dosimètres thermo luminescents (DTL) et d'énergie alpha potentielle des descendants à vie courte du radon (EAP). Ces mesures sont effectuées depuis des stations de site, localisées de manière à être représentatives de l'exposition de chacun des groupes de référence retenus. Les données acquises depuis ces stations de site sont complétées par des campagnes de prélèvement effectuées à fréquence régulière afin de disposer d'échantillons d'eau prélevés sur les circuits de distribution alimentant les groupes de référence et d'échantillons de denrées alimentaires produites localement.

La démarche d'évaluation de l'impact dosimétrique reposant sur l'estimation d'une dose efficace ajoutée, les mêmes types de mesures et de prélèvements sont effectués auprès de groupes dit de référence, dont l'exposition est jugée représentative de celle induite par le bruit de fond naturel, en l'absence d'influence des anciens sites miniers d'uranium.

Le calcul repose par ailleurs sur les hypothèses suivantes :

- les activités volumiques du radon mesurées sont supposées identiques à l'intérieur et à l'extérieur des habitations. Les valeurs retenues sont les estimations d'activité ajoutée à partir des mesures d'EAP effectuées sur les stations de site (situées en extérieur) ;

- lorsque l'une des mesures de surveillance nécessaires au calcul de dose ajoutée est inférieure à la limite de détection, la valeur introduite dans le calcul est la limite de détection divisée par 2, ce qui correspond à la valeur du seuil de décision (SD).

Pour les sites miniers de la Division minière de la Crouzille, les résultats des évaluations dosimétriques conduites par Areva sont notamment présentés dans le Bilan décennal environnement publié fin 2004 à la demande du préfet de Haute-Vienne. Les expositions ajoutées calculées selon l'approche rappelée précédemment et à partir des données de surveillance effectuées par Areva, sont généralement inférieures à 0,3 mSv.an⁻¹. Pour quelques groupes de référence, les doses s'approchent toutefois de la valeur de 1 mSv.an⁻¹ fixée par le Code de la santé publique comme limite aux expositions reçues par les personnes du public du fait des activités humaines⁷⁷. Les travaux menés par l'IRSN, en lien avec le GEP, dans le cadre de la tierce expertise du bilan décennal environnement conduisent même à montrer qu'en fonction des hypothèses retenues, cette valeur peut être légèrement dépassée.

● Analyse de la démarche et des résultats

Une analyse de la démarche mise en œuvre par Areva et des résultats auxquels elle aboutit, a conduit le GEP à identifier plusieurs points importants sur lesquels il a axé sa réflexion. Ces points concernent notamment, d'une part la notion de groupes de référence et la manière dont ils sont définis, d'autre part la justification des voies de transfert retenues.

Pour ce qui concerne la notion de groupe de référence, le GEP note que la méthode d'évaluation d'impact dosimétrique repose essentiellement sur l'identification des zones habitées les plus susceptibles d'être soumises à l'influence du site minier compte tenu en particulier de leur distance au site et de leur localisation le long du réseau hydrographique (position amont-aval) et par rapport aux directions des vents dominants. Elle ne tient en revanche pas compte de situations d'expositions particulières pour lesquelles des expositions potentielles sont identifiées ou possibles. En prenant comme référence les situations évoquées au chapitre 3, c'est le cas en particulier :

- des pratiques de pêche ou de loisir sur des secteurs où le milieu naturel présente des concentrations plus élevées que le bruit de fond pour des substances radioactives ou

⁷⁶ Servant A-C., Cessac B., 2001, *Méthode d'évaluation de l'impact des sites de stockage de résidus de traitement de minerais d'uranium*, Rapport IPSN/DPRE/SERGD 01-53.

⁷⁷ De manière plus précise, le Code de la santé publique vise les « activités nucléaires », entendues comme les activités impliquant un risque d'exposition aux rayonnements ionisants émanant soit d'une source artificielle, soit d'une source naturelle lorsque les radionucléides naturels sont traités ou l'ont été en raison de leurs propriétés radioactives, fissiles ou fertiles. Les expositions associées à l'exploitation minière d'uranium entrent dans cette seconde catégorie d'activités.

chimiques rejetées par l'activité minière. C'est notamment le cas le long de certains cours d'eau pour les mesures dans les eaux et les sédiments ;

- de l'utilisation de ressources en eau autre que les eaux de distribution. Cette situation renvoie en particulier à l'utilisation de puits fermiers pour des usages domestiques (irrigation de jardin, voire eau de boisson) ou agricole (irrigation, abreuvement) ;
- de la localisation d'un bâtiment et plus particulièrement d'un bâtiment d'habitation sur un terrain surplombant des ouvrages souterrains localisés à une profondeur relativement faible. Comme indiqué précédemment, cette situation est en effet susceptible d'induire une exposition accrue au radon ;
- de la présence de matériaux issus de l'exploitation minière sur des zones utilisées pour des usages divers. Cette situation renvoie en particulier aux cas de réutilisation de stériles. Pour ces cas particulier, le GEP note que des actions spécifiques sont en cours et qu'il apparaît justifié d'engager des évaluations spécifiques dans le cadre des actions qui seront mises en œuvre lorsque des situations particulières seront mises en évidence.

Pour ce qui concerne la justification des voies de transfert, le GEP note un certain décalage entre l'analyse des sources, des voies de transfert et des voies d'exposition inventoriées et discutées précédemment ([chapitre 3](#)) et les hypothèses actuellement retenues par Areva dans ses calculs d'évaluation de dose. Ainsi, la localisation des groupes de référence étudiés, permet dans la plupart des cas d'écarter la possibilité d'exposition externe attribuable aux sites eux-mêmes (en excluant donc d'éventuelles sources secondaires disséminées hors de leurs emprises). Dès lors, il apparaît peu pertinent de retenir cette voie dans les calculs. Comme cela a été dit au chapitre précédent, il conviendrait de ce fait de s'interroger sur l'utilité de maintenir les mesures de débit de dose actuellement effectuées. De la même manière, il n'apparaît pas pertinent de retenir l'exposition interne associée à l'ingestion d'eau potable dans le calcul de dose ajoutée lorsque l'eau considérée est produite à partir de ressources situées hors de l'influence des mines d'uranium. Au vu des informations dont il dispose, le GEP note que c'est le cas sur certains des sites de Haute-Vienne. Là encore, la pertinence de poursuivre des mesures sur ce type d'eaux mérite d'être réexaminée.

5.2.3. Approche alternative pour l'évaluation d'impact dosimétrique

Compte tenu des limites et difficultés soulignées ci-avant, le GEP a réfléchi à une approche d'évaluation d'impact dosimétrique alternative à celle actuellement utilisée par Areva.

● Approche par scénarios

Par rapport à la démarche basée sur la définition de groupes de référence, l'approche étudiée par le GEP repose sur un élargissement de la perspective et des situations prises en compte. Elle part pour cela des situations envisageables en tenant compte de l'ensemble des sources (primaires et secondaires au sens du [chapitre 3](#)). En cela, elle se distingue de l'approche actuellement utilisée par Areva qui repose sur la recherche des zones habitées les plus affectées compte tenu de la localisation du site (considéré d'un point de vue macroscopique comme une seule source) et des voies de transfert. Elle utilise par ailleurs l'ensemble des données disponibles plutôt que les seules données issues des stations de surveillance.

Au travers des choix précédents, l'approche adoptée par le GEP a l'objectif de donner une large visibilité sur les différents formes que peut prendre l'impact dosimétrique autour d'un site donné.

L'approche répond par ailleurs à l'objectif de disposer d'un outil applicable à tous les sites et permettant la comparaison d'un site avec un autre en termes d'impact. Elle présente également l'avantage d'être applicable à des situations d'exposition à long terme à condition de modifier le jeu de données utilisées en remplaçant les valeurs mesurées par des valeurs résultant d'une modélisation prédictive.

La variabilité des modes de vie et des niveaux d'activités dans l'environnement est étudiée à travers sept scénarios d'exposition retenus comme jeu de scénarios de base pour l'évaluation d'impact dosimétrique. Ce jeu est constitué d'un scénario de référence (mode de vie courant) et de six scénarios particuliers. Les scénarios particuliers sont les suivants.

- Scénario agriculteur « autarcie » : ce scénario retient l'hypothèse d'un individu qui consomme annuellement plus d'aliments terrestres (légumes, fruits, viande ...) que l'individu retenu dans le scénario de référence. Les aliments consommés sont par ailleurs exclusivement les aliments qu'il produit (autarcie). De plus, il consomme et utilise l'eau d'un puits situé sous influence du site minier. Enfin, cet individu passe plus de temps à l'extérieur que l'individu du scénario de référence ;
- Scénario pêcheur : ce scénario retient l'hypothèse d'un individu qui consomme annuellement plus d'aliments issus de la pêche que l'individu retenu dans le scénario de référence. De plus il consomme exclusivement le produit de sa pêche et est exposé au rayonnement gamma issu des berges.
- Scénario « ludique » : ce scénario a pour objectif de prendre en compte des pratiques particulières telles que des loisirs récréatifs autour d'un plan d'eau situé sur un ancien site minier ou sous son influence (ex. baignade) qui peuvent s'accompagner de voies d'exposition telles que l'ingestion par inadvertance de sable et/ou d'eau du lac,

Partie II

l'exposition prolongée au rayonnement gamma sur la plage...

- Scénario lié à la réutilisation des terrains à usage professionnel : ce scénario a pour objectif de prendre en compte la réutilisation possible de certains terrains sur les anciens sites miniers ou d'anciens bâtiments du site par des entreprises.
- Scénario « radon » : ce scénario a pour objectif de prendre en compte deux voies d'exposition particulières au radon : l'inhalation du radon provenant d'une galerie souterraine (TMS) située sous une habitation et l'ingestion du radon via l'eau d'un puits situé à l'intérieur de cette habitation.
- Scénario lié à l'utilisation de stériles : ce scénario a pour objectif de prendre en compte la réutilisation possible de stériles comme remblais pour des chemins, des cours d'habitations ou d'écoles, des terrains de sport et de loisir, des plateformes de bâtiments industriels, des maisons construites sur un terrain contenant des stériles, des terrains de sports ou de loisir, qui peut s'accompagner de voies d'exposition telles que l'exposition externe et l'inhalation de radon.

La connaissance du site étudié et des modes de vie de la population permet de sélectionner les scénarios pertinents dans un contexte donné et de définir si nécessaire, d'autres scénarios. Le scénario lié à l'utilisation de stériles renvoie d'emblée à un cas de figure bien particulier qui justifie généralement un traitement spécifique et adapté au moment de la mise en évidence des situations.

● Application de la méthode

L'application de cette méthode pour des situations d'exposition à court terme, s'appuie sur les mesures réglementaires issues de la surveillance environnementale assurée par Areva et par d'autres acteurs tels que l'IRSN, des laboratoires universitaires ou associatifs... Pour une exposition à long terme, ces niveaux devront être calculés au moyen d'une modélisation adéquate. Des études de modélisation ont déjà été réalisées, notamment par Areva dans le cadre de l'application de la loi de programme du 28 juin 2006 relative à la gestion durable des matières et déchets radioactifs.

Dans le cas de ses travaux, le GEP a mis en application l'approche précédente sur une zone test à partir de l'ensemble des données à sa disposition. La zone d'étude retenue englobe le bassin versant du Ritord et le bassin versant de la Gartempe. Il est important de souligner que ce test n'a pas pour objectif de mener une évaluation d'impact dosimétrique détaillée mais simplement de juger si les choix méthodologiques retenus sont applicables et si les données nécessaires sont disponibles.

De manière générale, les résultats ne remettent pas en cause les niveaux d'impacts produits par Areva pour la zone d'étude et les jeux de données disponibles. Il est à souligner, en particulier, que les doses calculées par le GEP pour

la voie ingestion sont cohérentes avec celles estimées par Areva pour cette zone d'étude.

L'application de cette approche amène par contre à souligner que les données disponibles à ce jour ne répondent que partiellement aux besoins d'une évaluation d'impact dosimétrique recouvrant l'ensemble des situations envisagées.

Dans un certain nombre de cas, ce défaut de données induit la prise en compte d'hypothèses qui peuvent conduire à sous-estimer ou surestimer, éventuellement fortement l'impact. C'est le cas en particulier des données relatives aux ratios entre les radionucléides successifs de la chaîne de l'uranium 238. Les données disponibles portent en effet principalement sur l'uranium 238 et le radium 226. À défaut de disposer de données spécifiques pour les autres radionucléides (dont le polonium 210 et le plomb 210 dont on a souligné au chapitre 3 la contribution importante vis-à-vis de l'exposition interne), l'hypothèse retenue est celle de l'équilibre (un radionucléide non mesuré est supposé en équilibre avec le radionucléide mesuré qui le précède dans la chaîne). Si cette hypothèse est généralement vérifiée dans les roches (le minerai et les stériles en particulier), elle est inexacte dans l'eau, les sédiments ou les végétaux par exemple du fait des affinités chimiques possibles avec le milieu environnant et peut dans certains cas s'avérer non pénalisante.

Dans d'autres cas, le défaut de données peut empêcher l'évaluation d'une voie d'exposition. Dans le cas d'étude mis en œuvre, c'est par exemple le cas pour l'ingestion de poissons pêchés en lacs qui n'a pas été prise en compte dans l'évaluation conduite, faute d'avoir pu disposer de résultats de surveillance facilement exploitables dans le bassin versant étudié.

Enfin, le GEP souligne que l'exploitation des données disponibles pour mener une évaluation dosimétrique se heurte à deux autres difficultés importantes.

La première est liée à la détermination de valeurs de référence représentatives du bruit de fond. Par nature, ce type de valeurs de référence est entaché d'une incertitude importante ne serait ce que du fait de la variabilité spatiale des caractéristiques de l'environnement (la géologie par exemple). L'estimation quantitative est difficile mais elle est indispensable pour pouvoir calculer une dose ajoutée dès lors que le calcul se fonde sur des mesures d'exposition. Pour certaines voies d'exposition (exposition externe ou inhalation de radon depuis une source bien identifiée, telle qu'une verse à stériles ou un stockage de résidus), une alternative évoquée dans la section 3.2.1. peut consister à évaluer directement la part attribuable à l'activité minière (en l'occurrence à la source identifiée) par la modélisation des transferts depuis le site (i.e. depuis la source).

La seconde difficulté est celle découlant du nombre très important de résultats de mesures inférieurs aux limites de détection. Le GEP note cependant que des progrès importants ont été faits depuis quelques années par Areva dans ce domaine. Pour exemple, la chronique des mesures d'²³⁸U dans

l'eau du Ritord de 1998 à 2007, montre un abaissement important des limites de détection, celles-ci passant de 0,1 mg/L en 1997, à 0,001 mg/L à partir de 2006.

Afin d'apporter des réponses à ces difficultés, le GEP recommande en premier lieu l'acquisition de données de terrain permettant de mieux caractériser les bruits de fond (voir 3.3.1.) pour tous les compartiments de l'environnement pris en compte dans le calcul d'impact dosimétrique, ainsi que les équilibres au sein de la famille de l'uranium. Cette action pourrait être envisagée dans le cadre d'une évolution du plan de surveillance actuelle selon une approche en trois étapes :

- mener une campagne de mesures en adéquation avec les besoins de l'évaluation d'impact dosimétrique. Il est à noter qu'AREVA a réalisé des campagnes de mesures en 2007 et 2008 dans les jardins potagers afin d'acquérir des données relatives à la chaîne alimentaire qui seront utiles pour évaluer la contribution de la voie ingestion de produits terrestres à la dose totale ;
- déterminer les compartiments et radionucléides contributeurs majoritaires à la dose ;
- et faire évoluer le plan de surveillance si nécessaire.

Le GEP estime que, rapidement, une première campagne de mesures doit être réalisée avec des limites de détection adaptées pour être suffisamment informative ; les suivantes seraient à réaliser avec une fréquence de 4 à 5 ans en fonction des enjeux dosimétriques.

Par ailleurs, en lien avec la difficulté de dissocier la part de l'exposition et de l'impact attribuable aux sites miniers de celle liée au bruit de fond, le GEP est conduit à souligner la nécessité d'apporter une attention particulière à l'exposition totale et donc à l'exposition d'origine naturelle également. Ce point est évoqué ci-après à propos du radon et développé plus loin à travers les outils de veille sanitaire (section 5.3.).

En conclusion, le GEP propose pour l'évaluation d'impact dosimétrique une méthode basée sur des scénarios d'exposition réalistes, applicable à l'ensemble des sites miniers uranifères. Cette méthode repose pour l'évaluation d'impact à court terme sur les résultats de mesure issus de la surveillance de l'environnement, et peut être transposée pour l'évaluation d'impact à long terme en s'appuyant alors sur une modélisation.

Le GEP souligne toutefois que l'application de cette méthode nécessite des données qui ne sont pas toutes disponibles. Aussi, il recommande qu'un effort soit apporté, dans le cadre de l'évolution des plans de surveillance actuels, à la réalisation de campagnes de mesures destinées à l'acquisition de données représentatives et exploitables, pour couvrir l'ensemble des compartiments pertinents en termes d'impact dosimétrique pour l'homme.

5.2.4. Prise en compte du radon

La prise en compte du radon dans l'évaluation d'impact pour l'homme a fait l'objet de discussions spécifiques au sein du GEP. Dans le contexte des anciens sites miniers d'uranium, l'impact sanitaire associé au radon est en effet une problématique importante. Les réflexions ont abouti à proposer une démarche pragmatique visant à mieux évaluer l'exposition au radon d'origine minière en amont de l'évaluation d'impact. Cette démarche, détaillée dans le rapport GT2 en annexe, renvoie ainsi largement aux éléments d'analyse déjà discutés au chapitre 3.

Brièvement, cette démarche fondée sur la réflexion menée par le GEP sur le cas du Limousin consiste plus particulièrement à :

- mener ou poursuivre des études en vue d'améliorer la connaissance des principales sources de radon présentes sur les sites et d'évaluer les transferts depuis ces sources vers l'environnement de manière à estimer la part du radon d'origine minière ;
- identifier les populations potentiellement soumises à une exposition accrue au radon du fait de l'activité minière. Cela implique en particulier la localisation de zones bâties concernées par des travaux miniers souterrains situés plutôt à faible profondeur qu'à grande profondeur ;
- discuter et choisir les indicateurs d'exposition pertinents et les moyens de les estimer pour les populations identifiées.

Trois situations d'exposition au radon d'origine minière ont été identifiées : le transfert depuis les galeries souterraines vers les habitations, la réutilisation de matériaux d'origine minière (stériles, résidus) et l'usage domestique d'un puits. La dernière situation se différencie des deux autres par le fait qu'en complément du risque d'exposition interne par inhalation, l'exposition interne par ingestion du radon présent dans l'eau doit être retenue. Il apparaît que les voies de transfert du radon depuis les sites miniers vers les populations doivent être mises en évidence au cas par cas.. Cela conduit le GEP à recommander la mise en place d'une surveillance là où l'inventaire des voies de transfert du radon d'origine minière conduit à envisager une exposition des populations plutôt qu'une surveillance systématique des expositions au radon dans les villages au voisinage des sites.

Le GEP considère en effet que les données actuelles issues de la surveillance de l'énergie alpha potentielle (EAP) volumique du radon sur les sites et dans les villages ne peuvent pas être utilisées pour évaluer le niveau d'exposition ajouté des populations au radon et recommande de réexaminer la pertinence et l'objectif attendu de ces mesures, en particulier dans les villages. Sur site, les mesures à engager devraient privilégier la caractérisation des « termes sources », c'est-à-dire des quantités de radon émis par les différents objets présents, via par exemple des campagnes de mesure

Partie II

du flux d'exhalation du radon effectuées selon une fréquence permettant de suivre leur évolution.

La recherche des cas réels repose notamment sur une localisation des situations potentiellement à risque. Outre la recherche des zones de réutilisation de stériles décidée en 2009, l'identification *a priori* des populations potentiellement concernées par la problématique radon d'origine minière nécessite ainsi de replacer les travaux miniers souterrains - et plus particulièrement ceux comportant des ouvrages de faible profondeur - par rapport aux zones bâties puis d'évaluer les possibilités qu'un transfert de radon puisse s'établir vers les bâtiments de surface situés à proximité.

Le GEP relève par ailleurs que la problématique de l'exposition au radon dépasse largement la question de l'impact des anciennes exploitations d'uranium. Partant de ce constat, les discussions ont conduit à souligner l'utilité de mettre en perspective la part de l'exposition au radon attribuable aux sites miniers et l'exposition totale au radon reçue dans les régions concernées. Les régions uranifères ont en effet la particularité d'être associées à des expositions aux rayonnements ionisants d'origine naturelle (et au radon plus particulièrement) nettement plus élevées que celles observées en moyenne à l'échelle du territoire français.

Compte tenu des enjeux sanitaires auxquels ces expositions sont associées, et bien que cela dépasse le strict cadre de ses missions, le GEP souligne l'importance d'adapter les politiques de santé publique en conséquence. Il préconise ainsi, en particulier, la réalisation de campagnes de dépistages⁷⁸ et plus généralement d'actions de sensibilisation des populations concernées et de réduction des expositions. Cette démarche d'incitation ne peut toutefois suffire et doit être complétée par des exigences réglementaires appropriées. À ce titre, le GEP souligne que les dispositions existantes ne s'appliquent aujourd'hui qu'à certains types d'immeubles bâtis. Il note que des initiatives sont en cours pour compléter ces dispositions notamment pour l'habitat et qu'une révision à la baisse des valeurs d'action est à l'étude.

Actuellement des valeurs d'action sont fixées en France à 400 et 1 000 Bq/m³. Sur la base de l'examen des données les plus récentes, l'OMS a recommandé, en octobre 2009, de baser les politiques nationales de gestion des risques liés à l'exposition au gaz radon sur un niveau de référence compris entre 100 Bq/m³ et 300 Bq/m³. Sur la base de ces recom-

mandations, le Haut Conseil Santé Publique a jugé souhaitables la simplification des niveaux d'action actuellement en vigueur en France (400 Bq/m³ et 1000 Bq/m³) et leur abaissement à une seule et même valeur de 300 Bq/m³ pour l'habitat existant et les lieux ouverts au public.

Le GEP considère que les évolutions engagées (abaissement des niveaux d'action et élargissement des exigences réglementaires aux bâtiments de logement) sont de nature à contribuer à une amélioration sensible de la protection contre les rayonnements ionisants des populations résidant dans les régions uranifères. Il juge de ce fait important que ces évolutions puissent aboutir rapidement à des dispositions opérationnelles applicables.

Le calcul d'impact sanitaire associé aux expositions au radon nécessite la connaissance des niveaux d'expositions et des distributions dans le temps et l'espace. Ces niveaux d'expositions peuvent être estimés en réalisant des campagnes de mesure ou par l'utilisation de modélisations préalablement ajustées. Une réflexion sur la pertinence et la faisabilité des différents types de campagne et leurs implications, notamment en termes d'enjeux sanitaires *a priori* et de gestion des risques, devra être menée en impliquant les différentes parties prenantes (InVS, IRSN, ASN, exploitant, DRIRE/DREAL, DDASS, CSTB...).

Le GEP souligne que l'exposition au radon constitue potentiellement une part importante de l'exposition ajoutée imputable à l'activité minière. Il recommande pour cela de mener ou poursuivre les études nécessaires en vue d'améliorer la connaissance du transfert du radon depuis les sites miniers uranifères et d'estimer la part radon provenant des sites.

Le GEP souligne par ailleurs la nécessité de mettre en perspective cette contribution ajoutée en regard de l'exposition totale au radon. À ce titre, il recommande de s'appuyer sur la sensibilisation des populations aux impacts associés aux sites miniers pour améliorer la sensibilisation aux risques liés aux rayonnements ionisants d'origine naturelle. Il souligne l'intérêt d'une démarche volontariste de dépistage du radon dans les immeubles bâtis - et les bâtiments d'habitation en particulier - situés dans les zones de radioactivité naturelle importante, dont les secteurs miniers d'uranium.

5.3. Veille sanitaire

La quantification des impacts sanitaires autour d'installations industrielles réputées polluantes, notamment au travers d'études épidémiologiques, constitue une préoccupation et une demande relayées de manière récurrente par les associations, les élus et les médias. En 1997, c'est ainsi en relation directe avec la publication d'une étude épidémiologique suggérant un lien entre les rejets des installations de La Hague et l'incidence élevée de leucémie obser-

⁷⁸ À cette occasion, le GEP rappelle la nécessité de réaliser les mesures selon la norme AFNOR en vigueur (NF M60-771). Celle-ci est déjà imposée par la réglementation française (arrêté du 22 juillet 2004, loi n°2009-879 du 21 juillet 2009) lors des mesures du radon dans les lieux ouverts au public ainsi que pour les lieux de travail (arrêté du 7 août 2008 relatif à la gestion du risque lié au radon dans les lieux de travail, décision de l'ASN n°2009-DC-0135 du 7 avril 2009 homologuée par arrêté du 5 juin 2009).

vée chez les jeunes du canton de Beaumont-Hague que le Groupe radioécologique Nord-Cotentin (GRNC) - dans la lignée duquel se place le GEP - a été créé.

Bien que la question des conséquences sanitaires n'ait pas été placée au cœur des missions qui lui ont été confiées, elle est régulièrement revenue dans les discussions que se soit au sein du groupe ou lors de ses échanges avec la CLIS. Il apparaissait dès lors indispensable de l'aborder. Cela a été fait par le GEP au travers d'une réflexion sur les méthodes et outils disponibles sur la faisabilité de leur mise en œuvre dans le contexte des anciennes exploitations minières d'uranium. Pour cela des travaux spécifiques ont été initiés à partir des données disponibles dans la région du Limousin⁷⁹. Ces travaux ont conduit à émettre des recommandations à la fois sur l'utilité de mettre en place une surveillance sanitaire (ce point est évoqué à la [section 4.3.](#)) et sur la pertinence d'engager des actions relevant de la veille sanitaire (point objet de la présente section) d'une part et sur les études d'impacts sanitaires d'autre part.

Au cours de ses travaux, le GEP a régulièrement rattaché la réflexion menée, à partir d'une préoccupation liée aux anciens sites miniers d'uranium, sur les actions de veille (et de surveillance) sanitaire à la problématique plus générale des expositions liées aux rayonnements d'origine naturelle. Pratiquement tous les secteurs géographiques concernés par l'exploitation de l'uranium en France sont en effet également concernés par des niveaux d'exposition à la radioactivité naturelle (et au radon en particulier) significativement plus élevés que les autres parties du territoire français. Dès lors, rechercher une incidence sanitaire attribuable à l'exploitation minière nécessite de pouvoir dissocier cette incidence de celle associée à l'exposition naturelle.

Dans une autre perspective, le GEP a également souligné qu'indépendamment de l'incidence sanitaire éventuellement associée aux sites miniers, il apparaissait justifié de s'interroger sur les conséquences sanitaires liées aux niveaux élevés d'exposition aux rayonnements ionisants d'origine naturelles constatés sur une partie du territoire français et en particulier dans les régions où a été exploité l'uranium. Dans les régions concernées, cette préoccupation nécessite d'adapter les politiques de santé publique en conséquence, au travers d'une démarche de surveillance et de veille sanitaire et une surveillance renforcée des expositions (contrôles des eaux de consommation et dépistage du radon en particulier). La réflexion sur la veille sanitaire proposée par le GEP doit de ce point de vue être considérée dans une optique plus large que la problématique minière.

D'une manière générale, la quantification des impacts sanitaires nécessite la mise en place d'études épidémiologiques

à visée analytique ou d'une évaluation quantitative des risques sanitaires. Ces études peuvent s'avérer très longues et complexes à mettre en œuvre. Avant d'en recommander éventuellement la réalisation, il est donc apparu nécessaire d'en tester la pertinence et la faisabilité au préalable. Pour cela, compte tenu du temps et des moyens impartis au GEP, les travaux ont consisté à explorer la mise en œuvre d'une démarche intégrée et pragmatique de veille sanitaire autour des sites miniers uranifères, en partant du cas particulier des sites du Limousin.

La section [4.3.](#) relative à la surveillance sanitaire, décrit les outils appropriés (registres de pathologies) permettant de recueillir et traiter les données sanitaires pertinentes. Dans le prolongement de cette surveillance sanitaire, la veille sanitaire permet d'analyser les données dans le but de renseigner en première approche l'influence de la présence des anciennes mines d'uranium sur la santé des populations vivant à proximité. Elle permet ainsi d'orienter les décisions des pouvoirs publics en matière de surveillance (environnementale et sanitaire), d'outils de quantification des impacts sanitaires et de recherches épidémiologiques.

La méthode de veille sanitaire initiée par le GEP dans le cadre de ses travaux est purement descriptive et ne permet pas d'établir de lien de causalité entre les risques observés et l'influence environnementale des sites miniers. Elle permet de rechercher des cas de surreprésentation de certaines pathologies d'intérêt sur une zone géographique donnée et sur une période donnée (on parle alors d'agrégats spatio-temporels). La localisation des cas a été réalisée au niveau de la commune.

L'exploitation des données du registre général des cancers du Limousin a permis de fournir une première indication à l'échelle départementale. Sur les sept années d'enregistrement (1998-2004), le nombre de cas notifiés dans le Limousin est de 25 828 (15 332 chez les hommes et 10 496 chez les femmes). Parmi ces cas, 13 406 (51,9 %) sont domiciliés en Haute-Vienne, 8 198 (31,7 %) en Corrèze et 4 224 (16,4 %) dans la Creuse. Sur l'ensemble de la région, les cancers du sein sont les cancers les plus fréquents chez les femmes alors que les cancers de la prostate sont les plus fréquents chez les hommes. La méthode de recueil des données sanitaires utilisée par le registre permet d'avoir les informations individuelles nécessaires pour décrire la répartition des cas de cancers à petite échelle géographique. Dans le Limousin, le taux d'incidence des cancers, standardisé sur la population mondiale, est de 294,55 cas pour 100 000 hommes (intervalle de confiance à 95 % : 288,25 à 300,85) et de 187,53 cas pour 100 000 femmes (intervalle de confiance à 95 % : 182,24 à 192,83). Sur l'ensemble de la région, c'est en Haute-Vienne que le taux d'incidence semble le plus élevé. Les taux d'incidence observés dans la région du Li-

⁷⁹ Le détail de ces travaux figure dans le rapport du GT2 du GEP placé en annexe.

Partie II

mousin sont comparables aux estimations nationales, pour l'année 2000, produites par le réseau FRANCIM⁸⁰.

Rechercher une éventuelle origine minière nécessite évidemment d'aller au-delà de l'exploitation globale précédente. Pour évaluer les possibilités offertes par les méthodes de veille sanitaire actuelles, le GEP a confié à un laboratoire de l'Université de Limoges, le laboratoire Geolab (UMR CNRS 6042) la réalisation d'une étude consistant à superposer spatialement une ou plusieurs pathologie(s) et une ou plusieurs source(s) d'exposition environnementale à des agents ou substances potentiellement dangereuses pour la santé, dont les sites miniers d'uranium. Cette étude a porté sur l'ensemble du Limousin. Le laboratoire Geolab a travaillé en étroite collaboration avec le Registre général des cancers du Limousin et sur la base d'échanges collaboratifs avec les experts du GEP afin d'ajuster les développements méthodologiques.

La particularité de ce type de méthode est qu'elle permet d'apprécier la plausibilité d'une association entre des cas incidents et un facteur d'exposition environnementale donné, via la mise en évidence de l'existence ou de l'absence d'agrégats. Elle n'apporte en revanche aucun élément objectif pour établir une relation de cause à effet entre les cas incidents observés en excès et un quelconque facteur d'exposition. Établir une causalité de ce type nécessiterait de prendre en compte les expositions effectives au travers d'une véritable évaluation quantitative du risque sanitaire.

L'application de la méthode au cas du Limousin a confirmé l'intérêt et la faisabilité d'une telle démarche mais n'a pas permis d'aboutir à des résultats finalisés et exploitables. Elle a en revanche clairement confirmé que l'interprétation des résultats issus d'une veille sanitaire nécessitait un important et délicat travail d'exploitation des données et a par ailleurs permis d'identifier des aspects nécessitant un approfondissement particulier. Ainsi, le cas d'étude réalisé a montré la nécessité de mener une étude complémentaire portant sur la prise en compte des facteurs socio-démographiques. L'intégration de ces facteurs dans l'exploitation statistique est en effet particulièrement importante pour l'interprétation des résultats d'une telle étude.

Le GEP recommande la poursuite de ces travaux, voire l'initiation de travaux comparables dans d'autres régions, en soulignant leur utilité pour répondre aux interrogations soulevées sur l'état de santé des populations vivant à proximité d'une ancienne exploitation minière d'uranium. De manière

plus générale, il souligne également leur intérêt compte tenu des niveaux d'exposition aux rayonnements ionisants d'origine naturelle généralement constatés sur les régions concernées, le déploiement d'outils de veille pouvant alors s'intégrer dans le cadre d'une politique de santé publique adaptée.

Les travaux du GEP ont permis de proposer et tester une méthode de veille sanitaire permettant de décrire l'état de santé des populations vivant à proximité des sites miniers. Cette méthode est potentiellement transposable à l'ensemble des sites miniers français, à condition de disposer de données exploitables. Cette condition renvoie aux recommandations faites sur la surveillance sanitaire, notamment concernant la mise en place d'outils de surveillance sanitaire pérennes et exhaustifs tels que les registres de pathologies (dont les cancers) dans l'ensemble des régions concernées.

Les méthodes de veille étudiées par le GEP permettent de mettre en perspective, d'un point de vue purement descriptif et sans qu'il soit possible d'établir de lien de causalité, des données sanitaires et divers indicateurs d'exposition environnementale potentiellement dangereuse pour la santé, dont un indicateur d'influence minière.

L'application de la méthode testée par le GEP sur la région de Limousin, nécessite de mener une étude complémentaire portant sur la prise en compte des facteurs socio-démographiques. L'interprétation des résultats doit également encore faire l'objet d'une réflexion approfondie avant de pouvoir éventuellement déboucher sur des conclusions en terme de surveillance sanitaire, de pertinence d'étude épidémiologique et plus généralement d'actions de santé publique.

⁸⁰ Le réseau FRANCIM rassemble l'ensemble des registres qualifiés. Créé en 1997, il a pour objectifs :

- de réaliser, coordonner et publier des travaux utilisant les données collectées par les registres de cancer français ;
- de contribuer à développer les recherches coopératives en santé publique et en épidémiologie descriptive, analytique et évaluative dans le domaine du cancer.

5.4. Synthèse et recommandations

Les évaluations d'impact conduites jusqu'ici par l'exploitant se limitent essentiellement à l'évaluation de l'impact radiologique sur les populations. Ces évaluations mettent en évidence, sur la base des données de la surveillance radiologique actuelle, des niveaux d'exposition ajoutée qui restent en deçà des limites réglementaires mais peuvent pour certains cas particuliers s'en approcher voire les dépasser légèrement en fonction des hypothèses retenues.

Les travaux menés par le GEP ne conduisent pas, sur les zones d'études auxquelles ils se sont limités, à remettre en cause ces résultats sur le niveau de protection des populations vis-à-vis du risque radiologique. Ils soulignent cependant la nécessité d'affiner les évaluations par un renforcement des connaissances et de la méthodologie. Ils appellent également à élargir leur champ à l'ensemble des impacts radiologique et chimique sur l'homme et sur l'environnement. Ces efforts sont particulièrement utiles pour guider les actions de réduction des impacts.

Le GEP recommande en premier lieu de faire évoluer la méthode d'évaluation dosimétrique mise en œuvre pour mieux couvrir, par l'analyse de scénarios réalistes, les usages potentiellement les plus sensibles et estimer de manière plus complète la contribution des sites miniers aux différentes voies d'exposition. L'exploitant, qui a la responsabilité de cette évaluation, devra mener l'effort d'acquisition de données nécessaire.

D'autre part, la préoccupation forte attachée à la spécificité radioactive des matières mises en jeu dans les anciens sites miniers d'uranium ne doit pas mettre au second plan leur toxicité chimique. Les exigences et le niveau de mise en œuvre des évaluations d'impact chimique de ces sites sur les populations sont pourtant aujourd'hui très en retrait des évaluations d'impact radiologique, bien que les méthodes existent.

Aussi, le GEP recommande de développer systématiquement, parallèlement aux évaluations d'impact dosimétrique existantes, des évaluations de l'impact chimique sur les populations. Ces évaluations devront notamment prendre en compte la toxicité chimique de l'uranium et des éléments qui l'accompagnent, ainsi que les apports secondaires liés à l'introduction de réactifs pour le traitement chimique des eaux.

Par ailleurs, le principe longtemps dominant en radioprotection selon lequel la protection de l'homme conduisait à une protection satisfaisante de l'environnement a retardé la réalisation d'évaluations d'impact sur les écosystèmes. Ce retard porte à la fois sur l'application aux sites miniers d'uranium des méthodes existantes pour le volet chimique, et sur le développement de méthodes spécifiques pour le volet radiologique.

L'analyse et le test de certaines de ces méthodes conduit le GEP à recommander d'appliquer, pour l'évaluation de l'impact environnemental des sites miniers uranifères les méthodes d'évaluation de l'impact radiologique et chimique sur les écosystèmes dont il a pu tester l'intérêt et l'applicabilité dans le cadre de ses travaux. Le GEP souligne que ces méthodes reposent sur une approche dite graduée qui permettra de dimensionner l'effort aux enjeux. Il signale que leur mise en œuvre nécessite un effort de collecte de données et d'acquisition de connaissances, ainsi que de sensibilisation et de mobilisation des acteurs pour l'utilisation de ces outils.

Afin de favoriser la mise en œuvre des méthodes nécessaires à une évaluation plus complète des impacts, le GEP recommande qu'un travail de formalisation, sous forme de guides par exemple, de ces méthodes soit mené.

Enfin, même si cela dépasse le cadre strict de ses missions, le GEP note que dans les régions d'exploitation de gisements uranifères, la population est généralement exposée à une radioactivité naturelle importante indépendamment de l'exposition ajoutée par les anciens sites miniers. Cette situation justifie une action particulière vis-à-vis de l'exposition totale, en particulier celle due au radon. Le GEP recommande d'engager une démarche volontariste de dépistage du radon dans les immeubles bâtis - et les bâtiments d'habitation en particulier - situés dans les zones de radioactivité naturelle importante, dont les secteurs miniers d'uranium.

Partie III

Gestion à court et à long terme

La gestion actuelle des anciens sites miniers d'uranium est le résultat des actions menées ou non sur les sites pour leur réaménagement en fonction des connaissances et des préoccupations en vigueur. La prise en compte de certains problèmes et la reconnaissance de nouvelles préoccupations conduisent à une réflexion sur l'évolution de cette gestion. Cette évolution doit se matérialiser dans les actions concrètes qui sont engagées et qui doivent être poursuivies.

La gestion des sites miniers d'uranium est prise ici dans un sens très large. Elle englobe l'ensemble des dispositifs existants ou à mettre en place pour maîtriser les enjeux, tels qu'ils ressortent de l'analyse des sites et des phénomènes redoutés ainsi que de la surveillance et de l'évaluation des impacts dont les méthodes ont été discutées dans la partie II. La gestion combine en particulier des aspects techniques, comme les options de couverture ou de traitement des eaux, et des aspects fonctionnels, comme par exemple le déploiement d'une surveillance opérationnelle ou l'application de restrictions d'usage. Elle intègre également les processus de collecte et de partage d'information ainsi que de concertation qui doivent accompagner l'évolution des dispositifs de réduction des expositions et des transferts à l'environnement.

Le GEP a choisi, plutôt que de discuter ce qu'aurait pu être le réaménagement sur la base des connaissances et des exigences actuelles, de retenir les situations existantes comme base d'analyse pour réfléchir à des options de gestion réalistes. Cette approche conduit à distinguer deux étapes dans la discussion des options de gestion, selon que l'on considère les dispositifs existants dans une perspective de court terme ou de long terme.

Ainsi, le chapitre 6 porte sur l'analyse des dispositifs de gestion actuels et leur amélioration possible pour la gestion à court et moyen termes ; le chapitre 7 concerne plus spécifiquement la question de la robustesse de ces dispositifs à long terme et des moyens pour la renforcer. Cette séparation, nécessaire pour exposer les enjeux, ne doit pas

conduire en pratique à différer les actions de renforcement vis-à-vis du long terme, qui doivent être entreprises à court terme. En ce sens, l'analyse des options de gestion actuelle est à la fois une base pour améliorer la situation à court et moyen terme, et pour identifier les enjeux à plus long terme.

L'articulation entre les deux volets ne répond pas à un découpage établi entre court, moyen et long terme. Celui-ci s'avère en effet délicat lorsqu'on analyse les systèmes en place : il existe une grande diversité de situations, mettant en jeu des dispositifs de natures très différentes et dont la durée de vie prévisible présente une grande amplitude. C'est pourquoi il semble plus pertinent, plutôt que d'opérer un découpage uniforme dans le temps, de procéder à une analyse des phases successives d'évolution des sites en fonction des modes de gestion mis en place.

Cette représentation schématique permet d'articuler la réflexion entre les scénarios à envisager et les solutions de gestion à considérer. La première concerne l'identification des évolutions potentiellement problématiques, des sites concernés et des échelles de temps auxquelles peuvent se poser ces problèmes éventuels. Les enjeux à long terme ne se posent en effet pas sur tous les sites, et ne sont pas les mêmes selon les sites. Il s'agit ici de caractériser les processus naturels ou liés à l'intervention de l'homme qui peuvent influencer sur l'état des sites, et de discuter les scénarios à prendre en compte. La seconde porte sur les options susceptibles, là où les solutions en place n'apparaissent pas suffisamment pérennes en regard des scénarios envisagés, de renforcer la robustesse des systèmes pour réduire les enjeux à long terme. Ces options peuvent dans certains cas renforcer les options prises pour la protection à court terme, mais elles peuvent dans certains cas orienter la réflexion vers des solutions différentes. La discussion porte notamment sur l'arbitrage à trouver lorsque les options envisageables pour la protection à long terme peuvent être différentes des options prises pour la protection actuelle.

Chapitre 6

La gestion des sites miniers à court et moyen termes

Le présent chapitre porte sur l'analyse des dispositifs de gestion actuels et leur amélioration possible pour la gestion à court et moyen termes.

La gestion à court et moyen termes combine en particulier des aspects techniques, comme les options de couverture ou de traitement des eaux, et des aspects fonctionnels, comme par exemple le déploiement d'une surveillance opérationnelle ou l'application de restrictions d'usage. Elle intègre également les processus de collecte et de partage d'information ainsi que de concertation qui doivent accompagner l'évolution des dispositifs de réduction des expositions et des transferts à l'environnement.

Ce dernier point est mis en avant au début de ce chapitre. Le GEP souligne ainsi que la connaissance et la concertation, sous différentes formes, sont un moteur nécessaire à l'évolution de la gestion des anciens sites miniers d'uranium. La section 6.1 discute les moyens à mobiliser pour renforcer la gestion à travers l'implication des acteurs des territoires, et pour en développer le suivi et l'accompagnement au niveau national.

Ce cadre étant posé, la suite du chapitre est consacrée à l'analyse des principaux dispositifs déployés aujourd'hui sur les différents sites pour réduire les impacts, en distinguant les dispositifs agissant à la source pour limiter les transferts à l'environnement et ceux qui visent plutôt à limiter les situations d'exposition (section 6.2). On discute pour chacun d'entre eux leur efficacité actuelle, et les moyens envisageables pour la renforcer si cela apparaît nécessaire.

Enfin, le GEP propose une démarche de gestion construite autour de l'identification et de l'évolution des besoins de surveillance opérationnelle sur les sites et dans leur zone d'influence (section 6.3). Cette démarche, qui part d'une auscultation des sites pour aller vers une surveillance routinière avant de déterminer leur mode de gestion à long terme, est déclinée à partir de l'analyse des objets facteurs de risques et des phénomènes redoutés présentée précédemment.

6.1. Vers une gestion durable des sites miniers d'uranium

Comme on l'a vu au chapitre 2.2., l'information et la participation sont devenues des attentes de plus en plus fortes de

la société dans la gestion des risques environnementaux, au point d'émerger comme des principes fondamentaux du droit et de les inscrire en préambule de la Constitution. Cette aspiration n'est pas que de principe : elle correspond à l'idée qu'une connaissance partagée des enjeux et qu'une concertation sur leur gestion sont non seulement des droits, mais des outils d'amélioration de la gestion elle-même. La mission et les réflexions menées par le GEP s'inscrivent pleinement dans cette vision.

Les enjeux attachés à la gestion des anciens sites miniers, qui se caractérisent notamment, en comparaison des sites industriels classiques, par une emprise différente sur le territoire, illustrent pleinement cet intérêt. Comme on l'a vu précédemment, la prise en compte des caractéristiques socio-économiques et démographiques locales, et plus largement de la dimension sociologique de l'héritage minier, sont des composantes importantes pour la caractérisation des enjeux, dans chaque région et autour de chaque site (section 3.3.3.) ; de même, la prise en compte des intérêts locaux et territoriaux fait partie intégrante des objectifs de gestion (section 6.3.).

6.1.1. L'implication des acteurs des territoires dans la gestion des sites

Le développement de controverses publiques et de crises médiatiques sur la gestion des anciens sites miniers d'uranium peut être compris comme le reflet d'un déficit initial d'information et de concertation dans la gestion des sites, que des initiatives locales ou nationales ont cherché depuis plusieurs années à combler. Les dispositifs déployés montrent ainsi, aux yeux du GEP, la nécessité de poursuivre et d'amplifier le travail de mise à disposition et de partage de l'information et de rechercher une implication plus forte de l'ensemble des parties prenantes aux processus de décisions. Dès le début de ses travaux, le GEP a insisté sur ce message en faisant notamment de la création d'une CLIS une condition indispensable à la poursuite de sa mission. Il se félicite que cette position ait été depuis reprise et généralisée notamment au travers de l'une des dispositions prévues par la circulaire du 22 juillet 2009.

Il faut d'abord rappeler qu'une bonne gestion des sites commence par une bonne connaissance de leur existence - préalable évidemment obligé - et de leur histoire, ainsi que de leur environnement. C'est cette nécessité qui, comme on

Partie III

l'a vu précédemment, a conduit au développement du programme MIMAUSA (voir encadré) et, plus récemment, de bilans de fonctionnement des sites dont la généralisation est aujourd'hui engagée.

● Mise à disposition de l'information

Sous réserve d'être menées avec toute la profondeur nécessaire, les actions en cours sont de nature à permettre de disposer d'informations plus complètes sur la nature et les caractéristiques des sites concernés.

Le premier niveau d'une démarche d'information et de participation est de rendre les connaissances ainsi rassemblées effectivement accessibles à l'ensemble des acteurs potentiellement concernés, et de façon générale à tous les citoyens. Les actions engagées ont permis d'avancer dans cette direction : ainsi, l'inventaire MIMAUSA est disponible aujourd'hui non seulement sous forme de rapport papier ou consultable électroniquement, mais également sous la forme d'une base de données interrogeable en ligne. De même, le Bilan décennal environnemental réalisé par Areva NC sur la Division minière de la Crouzille, ainsi que les rapports de tierce expertise de l'IRSN, sont disponibles sur le site internet de la DRIRE du Limousin ; c'est également le cas des bilans de fonctionnement produits ensuite par Areva NC pour les autres sites de la région.

Cette démarche pro-active doit être poursuivie pour rendre l'information réellement disponible. Il s'agit, par exemple, de s'assurer que les bilans de fonctionnement et les documents associés restent consultables, et accessibles à partir d'une recherche simple, de façon pérenne sur les sites internet des autorités qui les ont prescrits. Il apparaît également souhaitable que les documents qui seront produits pour chacune des régions concernées soient accessibles depuis le site du programme MIMAUSA ou même via un portail unique, tel que celui évoqué par le Haut comité à la transparence et à l'information sur la sécurité nucléaire (HCTISN) dans son avis du 6 novembre 2008 sur le suivi radioécologique des eaux autour des installations nucléaires et sur la gestion des anciens sites d'entreposage de déchets radioactifs.

Outre les informations relatives à l'inventaire et à la situation administrative et environnementale des sites, une troisième catégorie d'informations doit faire l'objet d'un effort de mise à disposition. Il s'agit de l'ensemble des données relatives à la surveillance des sites et de leur impact sur l'environnement.

Le GEP a pu observer dans ce domaine, à travers des exemples étrangers, l'utilité de dispositifs renforcés. En Australie, par exemple, les données de surveillance de l'environnement autour de certains sites sont discutées avec les communautés locales, notamment aborigènes, et mises à la disposition du public via des pages dédiées sur internet. En Allemagne, l'organisation chargée du réaménagement des sites miniers d'uranium, Wismut, a mis en place un système très élaboré de gestion d'une base de données cartographique des sites, rassemblant selon un principe multicouche l'ensemble de l'information disponible sur chacun des sites concernés. Contrairement à MIMAUSA, cette base de données n'est, malheureusement, pas accessible au public mais réservée aux entités intervenant dans le programme de réaménagement des sites.

En revanche, ce système s'accompagne d'un dispositif simple mais efficace de balisage sur le terrain des points de mesure : un panneau d'information signale sur place l'existence et la localisation du point de surveillance, précise la nature des mesures effectuées et associe au point un identifiant permettant de faire aisément le lien avec les informations disponibles par ailleurs. Cet identifiant permet ainsi de retrouver le point sur les cartes ou les données correspondantes dans les documents techniques. Le GEP souligne l'intérêt d'un tel dispositif, qui permet un recoupement facile entre contexte géographique, cartographie et données restituées dans des bilans. En conséquence, le GEP recommande que soit étudiée la faisabilité d'un tel dispositif de balisage et de repérage dans le cadre de l'évolution des dispositifs de surveillance. Cette possibilité pourrait d'ailleurs être envisagée de manière plus large dans le cadre du réseau national de mesure dont le site internet a été mis en ligne début 2010.

En complément, le GEP souligne l'utilité d'une information du public sur la présence des sites par l'implantation systématique de panneaux d'information sur les sites mêmes. Cette signalisation devrait *a minima* s'appliquer à l'ensemble des sites actuellement fermés au public, et présenter une information sommaire sur l'origine du site, sa situation administrative, et sur la nature des dispositifs de surveillance en place. Elle pourrait également s'appliquer en termes adaptés aux sites qui sont fréquentés par le public. Cette signalisation implique que l'entretien de son mode de matérialisation sur le terrain soit inclus dans la surveillance afin qu'elle ne s'efface pas avec le temps.

Le programme MIMAUSA

Lancé en 2003 à la demande du Ministère de l'écologie et conduit par l'IRSN en collaboration étroite avec Areva NC, le programme Mémoire et Impact des Mines d'urAniUm : Synthèse et Archives (MIMAUSA) vise à constituer une source d'information complète sur la situation administrative des anciens sites concernés par les activités minières d'uranium, et sur les dispositifs de surveillance radiologique, lorsqu'ils existent, autour des sites.

L'inventaire national des sites miniers d'uranium constitué dans le cadre de ce programme vise à recenser de la façon la plus exhaustive possible les sites sur lesquels ont été pratiqués des activités significatives en lien avec l'exploration, l'extraction et le traitement du minerai d'uranium en France métropolitaine. L'inventaire s'enrichit continuellement à

travers une démarche systématique de recherche d'information dans les régions concernées et de sollicitation de la mémoire collective - ainsi, toute personne ayant connaissance d'informations non recensées est invitée à les faire connaître. Entre la première édition de 2004 et celle de 2007, 30 sites ont ainsi pu être ajoutés, et l'information a été précisée ou complétée sur de nombreux autres. La démarche de généralisation à toutes les régions concernées par cette ancienne activité des bilans de fonctionnement fournit également le moyen pour collecter, via le travail de l'exploitant et par la mobilisation des acteurs qu'elle peut engendrer, des informations complémentaires pour l'inventaire.

Le contenu de l'inventaire est également susceptible de s'enrichir pour mieux répondre aux préoccupations. La deuxième version intègre par exemple, en écho aux réflexions menées par l'IRSN et le GEP autour de la tierce expertise du Bilan décennal environnemental de la Division minière de la Crouzille, une identification plus complète des cours d'eau récepteurs des rejets canalisés ou des eaux de ruissellement. Cette deuxième version présente par ailleurs une localisation plus complète des sites, accompagnée d'un géo-référencement, et reflète les opérations en cours au travers de commentaires d'actualité sur certaines zones minières.

L'information compilée dans le cadre de ce programme constitue en premier lieu un outil d'orientation de la gestion actuelle. Le programme vise à soutenir le travail des services de l'État en charge de la définition des programmes de réaménagement et de surveillance, et peut également constituer pour l'IRSN une base à partir de laquelle il peut améliorer la représentativité du dispositif qu'il déploie dans le cadre de sa mission de surveillance du territoire national.

Le programme MIMAUSA vise parallèlement à mettre à la disposition du public une source d'information de qualité sur l'historique des sites miniers d'uranium français et sur les éventuels dispositifs de surveillance radiologique mis en place à l'heure actuelle. Outre la restitution de l'information rassemblée sur chaque site sous forme de fiches synthétiques rassemblées dans la version écrite de l'inventaire, les contenus de la base de données constituée au cours de la mise en œuvre du programme sont depuis le début de l'année 2009 accessibles via le site web de l'IRSN sous forme d'une carte interactive.

L'objectif de MIMAUSA est enfin d'assurer, en rassemblant et en rendant accessible cette information, la pérennité de la connaissance des sites malgré l'arrêt des activités.

Le programme n'intègre pas, en revanche, les données ou informations relatives à l'appréciation du niveau d'impact sur l'environnement autour des sites. C'est pourquoi le dispositif d'information du programme MIMAUSA doit être complété par une information sur l'évaluation des impacts à travers les bilans de fonctionnement, et sur l'évolution des sites à travers les données de surveillance.

● Partage de l'information

La mise à disposition de l'information existante doit être inscrite dans une dynamique plus large de partage de l'information avec l'ensemble des acteurs, en particulier des acteurs locaux. Il s'agit non seulement de rendre l'information accessible, mais de la faire connaître aux acteurs, de prendre connaissance des besoins d'information complémentaire qu'ils expriment et de leurs souhaits de voir certaines informations disponibles évoluer.

La réalisation de cet objectif passe notamment par la mise en place d'instances permettant un échange continu entre les acteurs concernés, telles que les Commissions locales d'information et de suivi (CLIS), dont le GEP a encouragé le développement et dont la circulaire du 22 juillet 2009 souligne l'existence ou prévoit la mise en place auprès de chaque zone concernée. Ainsi, la concertation favorise un partage de l'information qui est à son tour susceptible de renforcer la gestion des sites. Outre que la concertation permet d'adapter les informations disponibles aux attentes, et le cas échéant de faire évoluer les attentes, cet exercice peut apporter des compléments d'information sur l'histoire et la situation des sites en récoltant les éléments détenus par

différents acteurs ; à l'inverse, le partage de l'information permet de renforcer son ancrage dans la mémoire collective.

Les collectivités locales, les associations, et surtout les instances telles que les CLIS ont dans cette perspective un important rôle de « médiateurs » à jouer pour impliquer, à travers elles, l'ensemble des acteurs du territoire. C'est sous cet angle notamment que se pose la question de l'échelle de territoire pertinente pour une CLIS : un site, une division minière, un département... Le GEP avait souhaité, pour établir le dialogue avec les acteurs locaux à partir de son travail sur la Division minière de la Crouzille, que les CLIS qui existaient alors autour d'un ou deux sites de cette division évoluent vers une seule CLIS pour l'ensemble du territoire concerné ; c'est ainsi qu'une CLIS couvrant l'ensemble des anciens sites uranifères de Haute-Vienne avait été créée. Cette disposition semble en voie de se généraliser, puisque la circulaire du 22 juillet 2009 recommande de mettre en place des CLIS par regroupement de sites.

Le bon fonctionnement des CLIS suppose également que leur composition reflète l'ensemble du territoire couvert, du point de vue géographique aussi bien que socio-économique. Une difficulté est par exemple apparue au cours d'une réunion de la CLIS de Haute-Vienne, à l'occasion de la présentation du Bilan de fonctionnement de la zone de Jouac,

Partie III

aucun des élus membres de la CLIS ne représentant cette partie du département.

● Participation

Au-delà de la pertinence du territoire couvert par les CLIS et de la représentation de ce territoire dans leur composition, le bon fonctionnement d'instances de concertation telles que celles là suppose d'autres conditions. Il faut bien sûr que la CLIS dispose des moyens nécessaires à l'exercice de ces missions, notamment au niveau de son secrétariat. Mais il faut surtout qu'une telle instance trouve une dynamique, et pour cela que son travail s'articule avec le processus de décision : c'est évidemment le sens de la participation. L'intensité et la qualité des discussions d'une instance de concertation dépendent en premier lieu de ce qui est mis en débat et des perspectives de prise en compte de ces discussions dans les décisions. Il se pose donc une question des enjeux, à la fois en termes de phasage et de champ de réflexion.

En premier lieu, il convient que l'agenda et le rythme de travail de la CLIS - ou de toute autre instance de concertation intervenant autour des anciens sites miniers d'uranium - soient compatibles avec les décisions prises sur les sites. Pour cela, il faut également que l'ensemble des questions attachées à la gestion de ces sites puissent être le cas échéant discutées : on voit sur les sites aujourd'hui, par exemple, que les décisions portent non seulement sur les dispositifs de maîtrise des risques et de surveillance, mais aussi sur des projets de développement des sites, qu'il s'agisse des investissements prévus sur le site de Bessines par Areva NC (pour étendre les activités existantes, en développer de nouvelles ou créer un musée de la mine) ou de projets de réorientation des sites pour des activités de loisir ou de production, comme l'implantation de centrales photovoltaïques. Les CLIS existantes ne semblent pas aujourd'hui consultées sur ce type de projet. Ces projets de développement sont pourtant indissociables de la réflexion sur la gestion du risque : on ne construit pas rigoureusement la même surveillance, on ne prévoit pas les mêmes dispositifs de protection et on n'envisage pas la gestion à long terme des sites de la même manière, en fonction du projet de territoire dans lequel s'inscrit l'évolution du site.

Les CLIS sont à l'origine orientées, dans leur objet, vers une mission de suivi d'installations à risques, qui n'intègre pas ou pas complètement la réflexion territoriale dans le sens du devenir des sites. La gestion des sites suppose au contraire l'éclairage d'une instance de concertation - qu'il s'agisse des CLIS dans leur configuration actuelle ou d'autre chose - qui aborde la question des risques mais qui la replace dans la perspective d'une gestion du territoire. Cette question devient d'autant plus pertinente alors que les CLIS attachées aux sites miniers vont couvrir, à travers l'application de la circulaire du 22 juillet 2009, des territoires allant jusqu'à la taille du département au lieu du seul environnement d'un site.

Lorsque l'on évoque la question de la place des CLIS, de leur rôle et de leur efficacité pour stimuler la participation des acteurs locaux, un autre aspect mérite d'être discuté : il renvoie à la finalité même de ce type d'instance et à son pouvoir d'émettre des avis sur les éléments qui sont portés à sa connaissance. Recevoir une information, voire assurer un suivi n'est rien s'ils ne peuvent donner lieu à l'expression d'une position.

De plus, la concertation ne doit pas s'arrêter, aussi efficace soit-elle, au niveau d'une instance telle que la CLIS, mais doit être complétée par des outils de participation plus directe. Il peut s'agir ici de dispositifs classiques, tels que l'enquête publique qui peut par exemple être prévue dans le cadre de la procédure de mise en place de servitudes d'utilité publique. Si ce dispositif ne semble pas en tant que tel de nature à engendrer une forte dynamique de participation, il peut toutefois s'en rapprocher en s'accompagnant de réunions publiques permettant la mise en discussion du projet.

L'implication directe des citoyens peut aussi être recherchée dans le cadre d'actions techniques, notamment par l'intermédiaire de partenariats avec les associations. On peut par exemple imaginer, pour renforcer la confiance des populations dans les dispositifs de surveillance, associer les acteurs de terrain aux réflexions sur les orientations de ces dispositifs, et plus concrètement au choix des points de mesure. La surveillance doit en effet combiner l'objectif de répondre aux besoins techniques de suivi de l'évolution du système et celui de répondre aux attentes de la population. De même, l'implication d'acteurs locaux peut être recherchée dans la mise en œuvre de l'évaluation des impacts, notamment pour le choix des zones, des usages, ou encore des espèces à prendre en compte selon qu'il s'agit d'évaluations d'impact sur l'homme ou sur les écosystèmes.

Plus largement, le GEP souligne, sans avoir approfondi cette question, que l'émergence actuelle de nouvelles formes de participation, par exemples les conférences de citoyens, peuvent apporter un éclairage complémentaire utile. Une réflexion sur les conditions dans lesquelles ces formes de participation pourraient être mobilisées, en fonction des questionnements à traiter et des objectifs en termes d'éclairage des analyses ou des décisions, mérite d'être engagée.

En conclusion, le GEP souligne l'importance de l'information et de la participation dans la mise en œuvre des efforts de réaménagement des anciens sites miniers d'uranium, en particulier pour mobiliser les acteurs locaux sur des orientations de gestion et de développement des sites inscrits dans leurs territoires.

Aussi, le GEP recommande de poursuivre et de compléter la collecte et la mise à disposition des informations relatives à la localisation et à l'état de connaissance des sites, ainsi qu'à leur surveillance. Ces informations doivent être intégrées dans un système accessible et repérable, éta-

blissant notamment le lien entre une visibilité des sites et des points de surveillance sur le terrain et leur identification dans les documents disponibles.

Le GEP recommande enfin de développer la participation des acteurs du territoire, en menant notamment une réflexion sur l'évolution des instances de concertation mises en place pour qu'elles intègrent pleinement la gestion des risques dans une perspective de développement territorial. On veillera également à renforcer l'implication directe des acteurs locaux dans les actions de surveillance ou d'évaluation des impacts en intégrant leurs avis et leurs questions comme un des éléments du processus décisionnel.

6.1.2. La prise en compte des aspects socio-économiques dans la gestion des sites

Les discussions menées dans le cadre des travaux du GEP ont montré l'intérêt d'une prise en compte des aspects socio-économique dans l'analyse des enjeux et des impacts liés aux anciens sites miniers d'uranium. Cette dimension, abordée au chapitre 3, se révèle également pertinente lorsqu'on aborde la question de leur gestion à court comme à long terme.

Les choix stratégiques liés à la gestion de cette activité passée répondent en premier lieu à des considérations techniques, de santé publique ou de sécurité. Toutefois, ces préoccupations ne peuvent à elles seules recouvrir l'ensemble de la problématique qui doit également intégrer la dimension territoriale et notamment les aspects socio-économiques propres à chaque situation.

En considérant l'exemple du Limousin, deux aspects seront développés ici concernant l'effort d'intégration de la dimension territoriale et la prise en compte des effets d'éviction dans la gestion des sites miniers d'uranium. Il est important d'ajouter que la composition du GEP n'a pas permis d'aller plus en avant dans les discussions sur cette dimension du problème mais que les réflexions seraient à poursuivre sur des aspects tels que les conditions économiques du transfert entre l'exploitant et l'Etat ou les questions liées au coût de la réhabilitation.

● Aménagement du territoire : prendre en compte les évolutions démographiques futures

Les sites miniers d'uranium, comme toutes activités industrielles présentes ou passées, s'inscrivent dans la vie d'un territoire et dans le cas des sites miniers d'uranium, marquent d'autant plus fortement ce territoire que l'emprise au sol est importante et que des restrictions d'usage peuvent y être associées. Ces restrictions d'usage peuvent avoir des conséquences sur l'aménagement du territoire. Les décisions associées, qu'elles soient pour les mettre en place ou pour

définir les perspectives d'aménagement doivent en tenir compte.

L'aménagement du territoire est aujourd'hui un domaine complexe où se croisent de nombreux acteurs qui se partagent les compétences. Ainsi, pour l'exemple du Limousin, interviennent sur le même territoire :

- l'Etat et ses établissements publics de l'environnement (Agence de l'eau, ONEMA, etc.) ;
- la Région Limousin, avec des compétences de programmation en termes d'aménagement du territoire ;
- le Département de la Haute Vienne, avec des compétences notamment dans le domaine des transports, du tourisme, ou de l'accueil des nouveaux arrivants ;
- les communes et leurs groupements, avec des compétences en termes d'urbanisme, d'eau et d'assainissement.

Ces acteurs publics assurent la programmation de leurs politiques d'aménagement en fonction des informations dont elle dispose et force est de constater aujourd'hui que bon nombre d'entre eux ignorent la problématique minière, et de ce fait ne l'intègrent pas dans leurs décisions.

Au même titre qu'une meilleure information du public est indispensable, il conviendrait d'améliorer l'information des acteurs publics sur la localisation des sites, le gel éventuel de parcelles, ou la mise en place de servitudes afin qu'ils puissent les intégrer dans leur politiques d'aménagement.

● Aspects économiques : prendre en compte les effets d'éviction

Les aspects techniques ne peuvent suffire à orienter seuls, les options de gestion qui doivent également intégrer des considérations économiques. Non seulement pour orienter les choix de l'exploitant selon le concept du coût économiquement raisonnable pour celui-ci mais plus largement pour inscrire la gestion des sites miniers dans une perspective de projet de territoire.

Ainsi pour l'exemple du Limousin, dont le territoire minier correspond d'une façon générale, à une zone d'emploi en devenir, actuellement peu développée, on peut alors s'interroger sur les conséquences potentiellement négatives liées aux polémiques autour de la réhabilitation des anciens sites miniers d'uranium. En effet, l'avenir économique de la région repose en grande partie sur l'agriculture, le tourisme et la fonction résidentielle. Aussi, devant les conséquences d'une possible pollution des sites on peut s'interroger sur l'image de marque de la région. Dans ce contexte, c'est tout le moteur économique de cette zone qui risque d'être affecté.

Pour pallier ces effets d'éviction, il faudrait parvenir à appréhender les risques avec les consommateurs, les investisseurs ou les touristes et ainsi évaluer le montant du manque à gagner pour l'économie locale, par exemple :

- quel niveau de pertes touristiques éventuelles autour du lac de St Pardoux ?
- quel niveau de pertes économiques dues aux restrictions d'usage du sol qui pourront être mise en place ?
- quel niveau de pertes économiques dues à la mévente de produits agricoles produits localement ?

On peut ainsi imaginer de multiples scénarios relatifs au développement économique de cette zone en fonction de la capacité des acteurs à restaurer l'image de marque du territoire.

De ce point de vue, une information pleine, entière et transparente diffusée régulièrement ainsi que l'accès de ces parties prenantes aux processus de décisions constituera le meilleur atout pour une appréciation objective des risques par les populations concernées et limitera, par là-même, le déclenchement « d'opérations médiatiques » susceptibles de conduire à ces effets d'éviction.

Le GEP recommande que la dimension territoriale et notamment les aspects socio-économiques d'un territoire soient davantage pris en considération dans les modalités de gestion des anciens sites miniers d'uranium qui pourront être proposées à l'avenir. Il semble par ailleurs socialement équitable que les principaux acteurs concernés, à savoir les populations locales, soient associés aux discussions relatives à ces modalités de gestion dans la mesure où certaines options (notamment les restrictions d'usage ou d'accès...) peuvent conduire à une perte de valeur économique d'un territoire.

Le GEP souligne également que sa composition n'a pas permis d'approfondir ces questions mais qu'un travail spécifique sur les aspects économiques liés à la gestion des sites miniers d'uranium serait à conduire.

6.1.3. L'appui de l'expertise et de la concertation nationale

La mise en œuvre d'une action d'information et de concertation au niveau local, fondamentale pour tenir compte des contextes et des enjeux attachés à chaque territoire, doit s'articuler avec des dispositifs favorisant l'approfondissement de certaines questions et la mise en cohérence des approches locales dans une démarche nationale.

À partir du constat sur le développement progressif d'actions d'accompagnement du réaménagement et de sa propre expérience, le GEP tire des enseignements sur la nécessité d'une concertation et d'une formalisation de l'approche au niveau national - et en lien avec l'international -, sur l'opportunité d'un effort coordonné d'études et de recherches, et sur l'utilité du recours sur les sujets les plus complexes à l'expertise pluraliste.

● Concertation nationale

Le développement d'une dynamique locale autour de la gestion des anciens sites miniers s'est engagé sous l'impulsion d'initiatives diverses qui ont progressivement contribué au renforcement d'un cadre national davantage construit en réaction aux problèmes plutôt que par anticipation (voir [section 2.3.](#)). L'ambition marquée par la circulaire du 22 juillet 2009 doit conduire à une meilleure articulation entre la progression de la gestion site par site (ou zone par zone) et l'évolution du cadre fixé au niveau national pour cette gestion. La mission du GEP s'inscrit d'ailleurs pleinement dans cette vision. Si le retour d'expérience de la mise en œuvre concrète doit nourrir la réflexion sur la généralisation, la généralisation doit en retour offrir la perspective nécessaire pour nourrir l'action sur les sites.

Cette ambition d'intégration des évolutions sur les sites dans une démarche harmonisée passe par deux niveaux. Le premier est un travail de formalisation des règles techniques applicables sur les différents sites. On a déjà noté dans la Partie II l'utilité d'une telle formalisation pour le déploiement des dispositifs de surveillance ou la mise en œuvre des nouvelles méthodes d'évaluation d'impact recommandées par le GEP. Une formalisation apparaît également très utile, comme on le verra dans la suite, pour guider la transition de la gestion actuelle vers une gestion du long terme sur les sites qui le justifient (voir [chapitre 7](#)). Cet effort de formalisation pourra se traduire par la production de documents de doctrine, de guides méthodologiques ou d'arrêtés types dont le statut sera fixé par les autorités. Leur élaboration pourra, le cas échéant, s'appuyer en tout ou partie sur une concertation avec les acteurs concernés, en lien notamment avec leur implication dans la mise en œuvre concrète sur les sites telle que recommandée plus haut.

Dans le même esprit, le second niveau envisagé est celui du développement d'une concertation sur la gestion des anciens sites miniers d'uranium au sein des instances de concertation existantes dont le champ de réflexion peut englober ce dossier. C'est notamment le cas de deux instances avec lesquelles le GEP a mis en place des premiers échanges dans le cadre de sa mission :

- le HCTISN, qui rassemble des représentants des différents types d'acteurs du domaine nucléaire en France. La loi sur la transparence et la sécurité nucléaire de 2006 qui l'a créé le définit comme « une instance d'information, de concertation et de débat sur les risques liés aux activités nucléaires et l'impact de ces activités sur la santé des personnes, sur l'environnement et sur la sécurité nucléaire », susceptible d'« émettre un avis sur toute question dans ces domaines, ainsi que sur les contrôles et l'information qui s'y rapportent » ;

- le PNGMDR, créé dans le cadre de la loi de programme de 2006⁸¹ sur la gestion durable des matières et des déchets radioactifs, est soumis aux parties prenantes concernées (administrations, exploitants, associations...). Ce plan permet chargé « de dresser le bilan des modes de gestion existants des matières et des déchets radioactifs, de recenser les besoins prévisibles d'installations d'entreposage ou de stockage, de préciser les capacités nécessaires pour ces installations et les durées d'entreposage et, pour les déchets radioactifs qui ne font pas encore l'objet d'un mode de gestion définitif, de déterminer les objectifs à atteindre ».

La mise en discussion de la gestion des anciens sites miniers d'uranium dans ces instances doit permettre, en particulier, d'harmoniser l'approche mise en œuvre dans ce dossier avec les principes guides de dossiers que l'on peut considérer comme connexes, tels que la conception et la gestion des stockages de déchets radioactifs - en particulier pour les déchets à vie longue -, la gestion des sites et sols pollués, les situations dites de radioactivité naturelle renforcée, etc. Il ne s'agit pas nécessairement d'uniformiser les principes qui s'appliquent à des situations très différentes, mais au moins d'identifier et d'être en mesure d'explicitier les différences. La même discussion devrait trouver une place dans les instances de concertation qui suivent la mise en œuvre des dispositifs après-mines classiques, afin de rechercher également une harmonisation dans leur application particulière aux anciens sites miniers d'uranium.

● Retour d'expérience au niveau international

Le constat posé sur la dynamique qui peut s'établir entre les expériences locales et la réflexion sur les principes au niveau national peut, dans une certaine mesure, être transposé au niveau international. Le GEP a dès l'origine inscrit dans ses préoccupations la nécessité de nourrir ses réflexions du retour d'expérience de la gestion des anciens sites miniers d'uranium à l'étranger ; il a ainsi veillé à associer des experts étrangers à ses travaux, et à développer des échanges à l'international.

Il a retiré de cette démarche le constat que, si un retour d'expérience significatif existe sous forme morcelée au tra-

vers des différentes situations nationales, celui-ci reste peu ou pas formalisé en tant que doctrine internationale de la réhabilitation des anciens sites miniers d'uranium.

Le GEP a parallèlement développé un échange technique avec l'organisme chargé de la gestion des anciens sites miniers d'uranium en Allemagne, Wismut. Cet échange a permis de constater, malgré les divergences importantes dans le contexte politique, géographique et institutionnel de ce dossier dans les deux pays, une certaine convergence de l'approche, tout en identifiant des différences techniques intéressantes (voir encadré). Il a confirmé aux yeux du GEP l'intérêt de poursuivre ce type d'échange, à la fois pour valoriser les avancées françaises sur la scène internationale et pour enrichir en retour la réflexion des solutions testées dans d'autres pays.

Les échanges du GEP avec Wismut

Le GEP a cherché, dans le cadre de sa réflexion sur le retour d'expérience international, à initier des échanges bilatéraux avec des experts ou des groupes intervenant dans la réhabilitation de sites miniers d'uranium dans d'autres pays, au moins au niveau européen.

Cette volonté s'est concrétisée dans le développement d'un échange technique régulier avec des représentants de Wismut, l'organisme chargé en Allemagne, après avoir exploité les mines d'uranium situées en Allemagne de l'Est, de mener à bien leur réaménagement dans le cadre de la réunification.

Cet échange a notamment donné lieu à deux visites de délégations du GEP, représentatives des divers types et compétences d'experts du groupe, sur les sites en Allemagne en mars 2007 et en avril 2009. Ces visites ont été entrecoupées en avril 2008 de la visite sur les sites de la Division de la Crouzille d'une délégation de Wismut, combinée avec leur participation exceptionnelle à une réunion de deux jours du groupe plénier en Limousin.

● Stratégie d'études et recherches

La mise en œuvre d'une politique nationale de gestion des anciens sites miniers d'uranium passe également par l'implication de la communauté scientifique. En effet, comme on l'a vu au chapitre 3, l'effort de connaissance sur l'état des sites doit être complété d'un effort accru de compréhension globale de certains processus essentiels. Pour compléter la connaissance, stimuler la production scientifique et nourrir les débats techniques éclairant les décisions publiques, il est souhaitable de pouvoir s'appuyer sur des pôles de connaissance et de compétence diversifiés.

Le GEP encourage ainsi au décloisonnement des travaux menés par l'exploitant dans le cadre de ses responsabilités de démonstration de l'efficacité des dispositifs de protection et d'évaluation des impacts. Le développement des modèles nécessaires à une meilleure compréhension et prédiction de

⁸¹ La Loi n° 2006-739 du 28 juin 2006, loi de programme relative à la gestion durable des matières et déchets radioactifs fait suite à la loi dite "Bataille" de 1991. Elle précise les dates auxquelles les différentes solutions pourront entrer en vigueur. La loi institue un programme de recherche et d'études dont les objectifs sont notamment : la mise au point de solutions de stockage pour les déchets radifères, de sorte que le centre de stockage correspondant puisse être mis en service en 2013. Un bilan en 2008 un bilan de l'impact à long terme des sites de stockage de résidus miniers d'uranium et la mise en œuvre d'un plan de surveillance radiologique renforcée de ces sites et en 2009 des solutions de gestion à court et à long terme des déchets à radioactivité naturelle renforcée.

Partie III

l'évolution des systèmes, depuis l'évolution des résidus jusqu'à l'accumulation dans les sédiments, en passant par le fonctionnement hydraulique des stockages ou l'exhalation de radon, passe par des collaborations multiples de l'exploitant avec des organismes de recherche et d'étude diversifiés.

Cette orientation pourrait être favorisée à travers les outils de pilotage de la recherche, afin de pousser les organismes de recherche publics concernés, et plus largement le monde de la recherche académique, à renforcer leur action sur les thématiques identifiées. La définition des orientations de recherche pourrait par ailleurs bénéficier de l'éclairage donné par la concertation, au niveau des sites et au niveau national, sur les préoccupations principales des acteurs relatives à l'évolution des sites.

L'articulation pourra également se concrétiser, au niveau local, par une implication de certains acteurs locaux dans la mise en place et le suivi d'une zone atelier *in situ*, dont le GEP propose l'implantation pour l'étude du comportement de l'uranium dans l'eau et les sédiments et de son impact sur les écosystèmes.

Enfin, en relation avec l'analyse technique des dispositifs existants, il serait souhaitable de disposer de l'éclairage de la sociologie ou de l'économie au débat sociétal sur les orientations de gestion des sites.

● Expertise pluraliste

L'expérience du GEP a confirmé la pertinence d'une approche pluraliste pour mieux traiter la spécificité et la complexité des anciens sites miniers d'uranium dans leurs multiples dimensions. La construction d'une expertise commune est susceptible d'éclairer la concertation sans se substituer à elle. Le GEP insiste sur la différence de nature entre l'expertise pluraliste et la concertation entre acteurs locaux. La première rassemble des acteurs, individus ou représentants d'organisations, qui apportent une certaine compétence et une certaine expertise technique sur les sujets traités, indépendamment de leur intérêt particulier pour le dossier ; la seconde rassemble les acteurs concernés, en tant qu'organisations, par les aspects environnementaux, sociaux ou économiques de la gestion du dossier, qu'ils détiennent une capacité d'expertise ou non.

L'expertise pluraliste ne constitue pas une fonction permanente, mais plutôt un outil qui doit être mobilisé, pour une durée limitée, afin de répondre à des besoins spécifiques. Elle intervient notamment pour analyser des situations devenues sensibles existant sur les sites ou pouvant apparaître au cours de leur évolution. Aussi, si le maintien sans mission particulière d'un groupe pluraliste ne se justifie pas sur cette base, il faut conserver la capacité de mobiliser les acteurs pertinents dans des démarches d'expertise pluraliste, au niveau local ou national selon les besoins. L'expérience du GEP comme celle du GRNC constitue dans cette perspective un capital à valoriser.

Cette expérience doit être d'une part partagée avec les instances de concertation locales et nationales afin de favoriser leur montée en compétence. Ceci concerne en premier lieu une action auprès des acteurs locaux, notamment dans le cadre des CLIS. Le GEP propose ainsi une information systématique des CLIS sur ses conclusions, et plus largement un effort d'information, de formation et de mise en réseau des CLIS. Sur ce point, le GEP suggère par exemple d'envisager une rencontre annuelle des CLIS au niveau national, permettant de mutualiser les expériences et d'en faire une évaluation pluraliste lorsque c'est nécessaire. Au niveau national, une appropriation des travaux du GEP par les instances pluralistes de concertation telles que le HCTISN ou le Groupe de travail du PNGMDR apparaît souhaitable.

Elle peut d'autre part être prolongée pour poursuivre l'évolution du cadre de doctrine national de la gestion des anciens sites miniers d'uranium. La démarche d'expertise pluraliste initiée sur ce dossier par le GEP semble pertinente par exemple pour :

- approfondir la réflexion et produire des orientations sur des sujets spécifiques tels que l'élaboration des plans de surveillance ou les conditions de prise en charge des sites par une entité publique. L'expertise pluraliste à mobiliser pourra se baser sur la composition du GEP en l'adaptant pour resserrer les compétences, par exemple sur des questions plus locales, ou au contraire les élargir pour intégrer davantage les préoccupations socio-économiques ;
- accompagner l'élaboration de documents guides et leur mise en œuvre sur l'ensemble des sites par un suivi régulier au sein d'une instance d'expertise pluraliste. Il s'agirait ici de solliciter, de façon plus ou moins périodique, les avis d'un groupe d'expertise dédié sur les productions et les actions dérivées des recommandations du GEP.

La mise en œuvre des orientations de gestion des anciens sites miniers d'uranium repose sur une mobilisation d'acteurs et de moyens au niveau national pour encourager, guider et soutenir l'implication des acteurs locaux.

Cette dimension nationale passe d'abord par un effort d'harmonisation des démarches et de formalisation des méthodes. Un effort de concertation dans les instances nationales permettra d'assurer la cohérence de l'approche ainsi retenue avec la gestion de dossiers connexes dans le domaine nucléaire et, si possible, dans le domaine minier. Ce travail pourra par ailleurs s'enrichir d'un développement des échanges sur le retour d'expérience au niveau international.

L'effort de mobilisation pourra également porter sur le développement d'une stratégie d'études et recherches nécessaire pour améliorer la compréhension des processus en jeu et acquérir une capacité prédictive sur leur évolution. Il est pour cela souhaitable de s'appuyer sur des pôles de compétence diversifiés, à travers un découison-

nement des travaux menés par l'exploitant et une action des pouvoirs publics dans le pilotage de la recherche. Il s'agit également de développer les études de terrain, pour lesquelles le GEP propose notamment la création d'une zone atelier in situ.

Enfin, le GEP souligne l'intérêt de préserver les acquis de l'expertise pluraliste qu'il a menée sur ce dossier, en poursuivant l'effort de partage d'information, de suivi des actions, voire en engageant l'approfondissement de certaines questions. Il serait par ailleurs pertinent que la démarche du GEP ne soit pas réservée au dossier minier, mais qu'une telle expertise pluraliste puisse intervenir dans d'autres domaines et ce en modulant sa composition selon les questions à traiter.

6.2. Les dispositifs de réduction des impacts

Les termes « source » tels que définis au chapitre 3 présentent des caractéristiques chimiques et radiologiques qui constituent des dangers potentiels pour l'homme et l'environnement. L'enjeu est donc à court et moyen terme de limiter les situations d'exposition qui peuvent exister sur les sites ou dans leur environnement.

Conformément au principe de réduction à la source, la maîtrise des impacts repose en premier lieu sur la maîtrise des sources. L'objectif est donc de localiser et caractériser les sources et de maîtriser leur éventuelle dispersion.

Les options techniques de réduction à la source mises en place sont présentées et analysées dans le présent paragraphe. Le GEP s'appuie pour cela sur l'analyse des dispositifs qu'il a pu étudier sur les sites de la Division minière de la Crouzille en Haute-Vienne. Les enseignements que l'on peut tirer de cette analyse sont plus ou moins généralisables à l'ensemble des sites, en fonction du caractère plus ou moins générique ou spécifique à chaque site de certains dispositifs ou des conditions dans lesquelles ils sont mis en œuvre.

Il est quelquefois nécessaire de compléter les mesures prises au niveau des sources de danger par des mesures au niveau des cibles, visant à limiter le risque en réduisant les situations d'exposition.

Ces mesures visent tout d'abord, dans une approche commune aux risques miniers classiques et aux risques d'exposition spécifiques aux anciens sites miniers d'uranium, à éloigner les cibles de la zone de danger : par exemple en interdisant l'accès à un front de mine, on minimise le risque de chute d'une personne. Elles peuvent également avoir pour objectif de « casser » la chaîne de risque entre le danger de la source et son impact sur la cible en imposant des restrictions d'usage : l'inconstructibilité d'une zone affectée d'un aléa lié à l'affaissement ou à l'émanation de radon permet de réduire les risques afférents pour les personnes

car le bâtiment joue un rôle dans l'impact sur l'homme ; de même les restrictions d'usage sur l'eau (potabilité, pêche, baignade) ont les mêmes objectifs.

Les mesures prises pour réduire les transferts à l'environnement et pour réduire les situations d'exposition sont complémentaires et doivent être analysées comme des parties d'un système de protection. Des interactions peuvent exister entre ces différents dispositifs, qui altèrent ou renforcent leur efficacité respective. Par exemple les mesures de gestion des enjeux peuvent être nécessaires pour améliorer la pérennité des mesures techniques de protection au niveau des sources. Ainsi, l'interdiction d'accès améliore la conservation de l'intégrité de couverture d'un stockage, qui en retour dimensionne le niveau d'interdiction d'accès à préserver.

On présente dans la suite de cette section les différents dispositifs mis en œuvre dans le cadre de la gestion actuelle, d'abord pour réduire les transferts à l'environnement ou les sources (couvertures, collecte et traitement des eaux, reprise de matériaux) puis pour restreindre les usages ou les accès.

6.2.1. Les couvertures

Les couvertures constituent un dispositif important de séparation entre les sources et l'environnement, dont l'emploi a été réservé lors du réaménagement des anciens sites miniers d'uranium aux seuls résidus. Ainsi, les dispositifs de stockage des résidus miniers consistent en :

- des réceptacles d'accueil naturels (fonds de vallée fermés par des digues) ou créés (mines à ciel ouvert) ;
- d'éventuelles digues de rétention filtrantes et drainées en sable ou en terre et enrochement (afin de fermer les fonds de vallée) ;
- une couverture finale constituée de matériaux solides ou sous forme de lame d'eau ;
- de drains de protection et de collecte sélective des eaux.

La spécificité du dispositif repose sur la maîtrise et le contrôle des écoulements susceptibles de venir en contact avec les résidus. Il se distingue de tout dispositif de confinement total qui serait fondé sur la mise en place de barrières étanches et la prévention de tout écoulement.

La couverture mise en place sur les résidus est confectionnée à partir de matériaux disponibles du site : résidus de lixiviation statique le cas échéant en couche profonde, et stériles miniers en deuxième couche. Ceux-ci doivent former une topographie favorable à l'écoulement des eaux météoriques prenant en compte des tassements futurs. Une couche finale de terre végétale favorise la remise en végétation du site, participant ainsi à son intégration paysagère.

Dans certains cas particuliers, la couverture est formée d'une simple lame d'eau. C'est le cas pour le stockage de

résidus des Bois Noirs Limouzat, où une étude est en cours pour que cette lame d'eau soit remplacée par une couverture solide. C'était également le cas sur une petite partie du site de stockage de Lavaugrasse, à Bessines, où une « boutonnière » a été conservée pour l'ajout au stockage des boues issues du traitement des eaux. Le comblement de cette boutonnière est en cours.

La couverture remplit deux rôles capitaux dans la maîtrise des risques liés à l'exposition du public :

- un rôle de **protection géomécanique** en assurant l'isolement des résidus, en évitant toute intrusion et en

limitant l'érosion de surface, contribuant ainsi à la stabilité des ouvrages ;

- un rôle de **protection radiologique** en constituant une barrière contre l'envol des poussières, la diffusion du radon et l'exposition au rayonnement gamma.

La garantie de l'absence d'incidence des résidus sur la qualité de l'air au droit des stockages repose par conséquent sur l'intégrité de la couverture de stériles et sa pérennité. L'étude de son évolution à long terme et de la surveillance de ses performances, sur le court terme comme sur le long terme, apparaît comme un élément clef de la maîtrise des risques.

Efficacité de la couverture du site de stockage de Bellezane et enseignements tirés pour les autres stockages

Pour faire suite à une recommandation du GEP émise dans son premier rapport concernant l'importance d'une évaluation de la pérennité de l'efficacité de la couverture vis-à-vis du risque d'exposition en cas de non maintien de ses performances, que ce soit suite à une modification de son épaisseur ou suite à l'apparition de discontinuités (érosion, foussements, glissements, retraits ou fracturation), Areva a entrepris en 2007-2008 des actions visant à apprécier la représentativité spatiale des mesures de la qualité de l'air faites dans le cadre de la surveillance réglementaire des sites de stockage de résidus. Ces actions ont consisté à réaliser, sur les deux MCO du site de Bellezane, trois types de mesures : celle du flux surfaciques d'exhalation de radon 222, celle des débits de photons gamma et enfin la mesure en continu de l'activité volumique du radon 222 à trois profondeurs distinctes correspondant à l'interface résidus/couverture de stériles, à l'interface couverture de stériles/terre végétale et en surface.

Les résultats obtenus, associés aux données retenues au titre de référentiel du milieu naturel, ont permis de tirer des enseignements pour le site étudié.

- l'écran constitué par la couverture mise en place sur les résidus à Bellezane est efficace. Les flux d'exhalation du radon 222 en surface correspondent au flux de radon issu des matériaux constitutifs de la couverture ;

- la surveillance effectuée par Areva sur le site, à l'aide d'un dosimètre thermoluminescent (DTL) intégrant les mesures pendant trois mois sur chaque MCO ne permettent pas de mettre en évidence les anomalies visualisables sur les cartographies de flux de photons, ni de suivre les performances, dans le temps, des caractéristiques de la couverture vis-à-vis des émissions gamma ;

- les mesures de flux d'exhalation du radon 222 montrent une variabilité spatiale de ce paramètre, en période sèche notamment, qui s'estompe en période humide. Cette variabilité ne peut être détectée par une surveillance en un point unique d'un stockage de résidus. Compte tenu de l'épaisseur de la couverture, elle résulte vraisemblablement de la variabilité des caractéristiques des matériaux constituant celle-ci plutôt que des résidus eux-mêmes ;

- la mesure d'EAP ne permet pas de rendre compte des conséquences d'une dégradation locale de la couverture. Ceci s'explique essentiellement par la forte influence de la situation topographique du dosimètre et par le système d'acquisition de l'énergie alpha potentielle, basée sur une intégration dans le temps.

• Enseignements

La couverture mise en place sur les résidus stockés dans les deux mines à ciel ouvert du site de Bellezane a une épaisseur telle que la migration du radon émanant des résidus est suffisamment ralentie pour que ce gaz disparaisse par désintégration avant d'atteindre la surface. La détection de radon au toit de la couverture correspond ainsi au signal émanant des matériaux constitutifs de cette couverture (stériles et terre végétale). La couverture permet également de limiter le rayonnement gamma à des niveaux de flux de photons équivalents aux flux de photons dans l'environnement naturel.

La configuration du site de Bellezane est favorable au maintien des performances de la couverture sur le long terme : topographie limitant les phénomènes d'érosion et limitant le risque d'intrusions humaines, tassement de la couverture conduisant à un abaissement de la porosité/perméabilité, ...

La topographie favorable du site de Bellezane n'est pas généralisable à l'ensemble des sites de stockages ; ceci rend délicate la transposition des conclusions tirées pour le site de Bellezane aux autres sites en l'absence d'études spécifiques.

L'étude menée par le GEP sur l'efficacité de la couverture sur le stockage de Bellezane conduit en effet à la conclusion que les couvertures, dans la mesure où elles présentent des caractéristiques adaptées et homogènes en termes de composition et d'épaisseur, semblent constituer une protection radiologique efficace dans leur état actuel et dans les conditions d'usages aujourd'hui autorisées. Cette conclusion souligne le rôle important des couvertures et met en lumière les enjeux attachés à leur bonne tenue dans le temps. Le site de Bellezane présente de ce point de vue des conditions favorables qui ne sont pas généralisables à l'ensemble des sites sans études spécifiques.

Le GEP souligne donc en conclusion l'importance du rôle des couvertures dans la gestion des sites de stockage de résidus, et considère que celles-ci peuvent présenter, sous leur forme actuelle, des caractéristiques suffisantes pour assurer le rôle de protection radiologique qu'on leur assigne.

Ce constat basé sur le site de Bellezane doit toutefois être vérifié sur tous les sites, afin de créer des couvertures au cas où elles n'existeraient pas et d'engager des mesures de renforcement de la couverture si des zones de faiblesse étaient identifiées sur l'un ou l'autre site. Le GEP recommande par ailleurs de veiller à bien caractériser les couvertures en regard des phénomènes susceptibles de conduire à leur dégradation sur chacun des sites.

6.2.2. La collecte et le traitement des eaux

Sur la Division minière de la Crouzille, l'ensemble des TMS, MCO, stockages de résidus et verses à stériles sont soumis à l'influence des eaux superficielles et/ou souterraines. Les conditions dans lesquelles une collecte et un traitement des eaux sont nécessaires sont fixées par le RGIE et sa déclinaison site par site dans les arrêtés préfectoraux. Vis-à-vis des critères d'autorisation de rejet, qui portent sur l'activité volumique de ^{226}Ra soluble et insoluble et sur la concentration d'uranium soluble, sur la vingtaine d'exutoires miniers que compte la Division minière de la Crouzille, seuls cinq nécessitent un traitement et cela en raison de leur activité en ^{226}Ra soluble.

● Systèmes de collecte et de traitement

Lors des opérations de réaménagement, l'option technique retenue a été la maîtrise des écoulements et non le confinement, notamment pour les stockages de résidus. Cela s'est traduit dans les faits par le maintien ou l'aménagement de points d'émergence permettant de drainer les infrastructures minières, et sur les stockages de résidus par la mise en place de couvertures dont la topographie permet de collecter les eaux de ruissellement. Pour les travaux miniers souterrains et les stockages de résidus, le GEP s'est interrogé sur l'efficacité des dispositifs de collecte des eaux, en parti-

culier des eaux souterraines. Pour cela l'hydrogéologie a été analysée sur la base des éléments disponibles pour les différents sites.

Ce travail a conduit le GEP à recommander, dès 2006, une étude hydrogéologique poussée sur le site de stockage de résidus de Bellezane afin de vérifier l'efficacité du dispositif de collecte des eaux souterraines. Ce travail a permis de confirmer que l'exutoire contrôlé par l'exploitant draine bien l'ensemble des eaux du site. Le GEP en a conclu que la même démarche doit être menée pour vérifier l'efficacité des dispositifs de collecte des eaux sur tous les sites où existent des stockages de résidus et des travaux miniers souterrains.

En complément des écoulements au niveau des exutoires aménagés par l'exploitant, le GEP a mis en évidence, via des marquages chimiques et radiologiques dans l'environnement, l'existence d'écoulements non totalement maîtrisés. Il s'agit notamment d'écoulements en pied de vers, plus particulièrement celles situées en bordure de cours d'eau (cas de la verse 105 de Bellezane, et des verses des Sagnes) ou potentiellement de fuites des TMS (marquage du ruisseau d'Henriette au niveau de la route). Le GEP en a conclu qu'il était nécessaire d'inventorier dans les différents bassins versants les verses donnant lieu à des effluents susceptibles d'avoir un impact significatif sur les cours d'eau, via des écoulements identifiés ou non, et d'évaluer l'ordre de grandeur des débits et des flux chimiques et radiologiques qui y sont associés.

Le GEP a par ailleurs constaté que dans de nombreux cas, les bassins de traitement des eaux collectées sont localisés en des points des sites qui nécessitent l'utilisation de pompes de relevage pour acheminer les eaux collectées vers les bassins de traitement. Le GEP souligne de ce point de vue l'intérêt de recourir plutôt, chaque fois que c'est possible, à des modes d'écoulement gravitaires des eaux depuis le système de collecte vers les stations de traitement.

Sur la Division minière de la Crouzille, les eaux traitées par l'exploitant le sont du fait de leur activité en ^{226}Ra soluble. Le traitement développé par l'industriel vise donc prioritairement à réduire la concentration en radium dissous. Le procédé actuellement utilisé consiste à précipiter par voie hydrochimique, un composé insoluble du radium et de favoriser ensuite sa décantation.

L'analyse des rendements de traitement sur les différentes stations de la Division minière de la Crouzille montre que le rendement d'insolubilisation est élevé mais qu'une fraction des particules de radium ne décante pas et est rejetée dans l'environnement. Sur la station de traitement d'Augères, qui a fait l'objet d'études particulières lors des travaux du GEP, la proportion de radium ainsi rejetée dans l'environnement est estimée à 20% du radium présent dans les eaux en entrée de la station de traitement.

Pour ce qui concerne l'uranium, l'analyse des rendements de traitement n'a pas pu être conduite dès le début des travaux

du GEP en raison de l'absence de mesure d'uranium sous forme particulaire au niveau des rejets et de la limite de détection de cet élément trop élevée pour disposer de données significatives. C'est pourquoi, comme on l'a vu au chapitre 5, le GEP recommande, dès lors que des évaluations d'impact doivent être conduites, que les limites de détection des systèmes de mesure soient adaptées aux valeurs des activités à mesurer et que les fractions particulières et dissoutes soient analysées au niveau des rejets.

Sur recommandation du GEP, l'exploitant a mis en place des mesures systématiques permettant d'évaluer les rendements de traitement pour l'uranium. Les données acquises suite à la mise en œuvre de cette recommandation sur la Division minière de la Crouzille indiquent que sur l'ensemble des stations de traitement, le rendement pour l'uranium est assez variable dans le temps mais systématiquement inférieur à celui obtenu pour le radium.

Cas particulier de la station de traitement d'Augères

La station de traitement des eaux d'Augères a fait l'objet de modifications importantes sur la période de fonctionnement du GEP afin d'améliorer les performances du traitement dans le but de parvenir en aval à un niveau de marquage compatible avec les exigences réglementaires (moins de 3 700 Bq/kg en ²³⁸U dans les sédiments du lac de Saint-Pardoux)⁸². Les options techniques retenues ont été l'implantation d'un quatrième bassin de décantation et la modification du parcours des eaux avec la mise en parallèle des deux premiers bassins. En complément de nouveaux réactifs ont été utilisés afin de limiter l'impact chimique en aval (tanin) et d'améliorer la rétention de l'uranium dans les bassins (sulfate d'alumine).

Une étude visant à évaluer l'efficacité de ce nouveau dispositif a été confiée au CREGU. Le GEP a utilisé les résultats de ce travail et d'autres données issues de la surveillance environnementale des installations (activité en entrée de station et activité dans les pièges à particules au niveau de l'anse de Chabanne du lac de Saint-Pardoux) pour évaluer l'amélioration apportée par ces aménagements. Il en ressort que les aménagements ont permis d'améliorer le rendement de traitement pour l'uranium qui reste cependant insuffisant en regard de la persistance du marquage des sédiments du lac de Saint-Pardoux. En effet, le niveau d'activité des particules exportées vers le sédiment au niveau de l'anse de Chabanne, reste supérieur à la valeur de référence de 3 700 Bq.kg⁻¹ fixée par voie d'arrêté préfectoral comme objectif à atteindre.

● Comportement des rejets et alternatives

Parallèlement au travail conduit sur les stations de traitement, le GEP s'est interrogé sur le devenir des radionucléides rejetés dans l'environnement. Pour cela les données disponibles sur les eaux et les sédiments ont été analysées. Pour ce qui concerne les eaux, les concentrations les plus importantes sont identifiées dans les petits cours d'eau qui collectent les rejets (traités ou non). On observe généralement que l'activité en uranium est nettement supérieure à celle du radium et que l'intensité du marquage s'atténue rapidement dans le bassin versant sous l'effet de la dilution et sans doute aussi du transfert d'une partie des radionucléides vers le compartiment sédimentaire.

Ce marquage se caractérise également par un fort déséquilibre au sein de la chaîne de l'uranium 238 avec des activités en uranium nettement supérieures à celles obtenues pour le radium. Les sédiments et terres de berges qui constituent des lieux d'accumulation représentent donc des sources secondaires généralement présentes dans le domaine public et conduisent à la mise en avant d'enjeux environnementaux, sanitaires, sociaux voire réglementaires. Cela est par exemple le cas pour le lac de Saint-Pardoux où un objectif de 3 700 Bq/kg d'uranium est fixé. La mise en place de valeurs réglementaires au niveau des sources secondaires impose nécessairement à l'exploitant d'engager des travaux visant à identifier les processus de transfert et d'accumulation des radionucléides en aval du rejet.

Le GEP considère que la réduction des marquages en aval des rejets miniers doit impérativement passer par une réduction des rejets d'uranium au niveau des rejets identifiés et des rejets diffus qu'il conviendrait d'identifier. Le recul dont le GEP dispose pour juger de la pertinence des options de traitement n'est pas suffisant pour se positionner sur les techniques les plus adaptées. Néanmoins le groupe rappelle que la mise en place d'un traitement spécifique de l'uranium doit garantir le maintien des performances du traitement actuellement mis en place pour le radium (un traitement conjoint du radium et de l'uranium est envisageable au travers des options de traitement passif actuellement en cours d'étude, mais dont la faisabilité reste incertaine).

L'objectif est également de réduire autant que possible les impacts environnementaux indirects liés au traitement (du fait de l'introduction de réactifs chimiques). Cela conduit à s'orienter vers la recherche d'alternatives techniques dites « passives », qui visent à limiter l'utilisation de réactifs chimiques tout en réduisant le besoin d'intervention d'un opérateur. Ces solutions doivent être techniquement faisables à un coût économiquement acceptable. La réflexion à mener sur de telles alternatives doit également porter sur la régénération des systèmes de traitement et la gestion des

⁸² La discussion concernant la valeur des 3 700 Bq/kg en ²³⁸U dans les sédiments figure au chapitre 2.2.3.

déchets ainsi générés. Malheureusement, les alternatives passives n'ont pas démontré pour l'instant leur capacité à répondre à l'échelle industrielle à l'ensemble des objectifs qui leur sont assignés.

Le GEP a notamment pris connaissance du retour d'expérience de Wismut sur la mise en œuvre d'un système de traitement biologique pour le fer, le radium et l'uranium au niveau de la résurgence de la mine de Pöhla. Après plusieurs années de développement, il apparaît que les performances de ce dispositif restent décevantes, malgré des conditions favorables du point de vue de la régularité du débit et de la composition chimique de l'effluent - au point que Wismut va vraisemblablement abandonner cette voie jugée très prometteuse il y a quelques années. D'une part, le niveau d'intervention humaine nécessaire reste plus important que ce qui était espéré. D'autre part, l'efficacité du traitement biologique reste insuffisante pour atteindre des niveaux d'activité dans les rejets compatibles avec les exigences réglementaires, nécessitant le maintien d'un complément de traitement par réactifs chimiques.

En préalable à la mise en place de nouvelles techniques de traitement des eaux, le GEP considère qu'il convient de déterminer les objectifs à atteindre en terme d'activité volumique, de flux ou de marquage garantissant un niveau de risque acceptable sur les plans radiologique et chimique. C'est sur cette base que des valeurs réglementaires bien étayées doivent être définies.

Cette démarche devra nécessairement étudier la compatibilité de ces valeurs en regard de l'état d'équilibre vers lequel tend la composition radiologique des eaux de mine. Dans l'hypothèse où cette valeur d'équilibre serait supérieure à la valeur réglementaire définie précédemment sur la base du risque acceptable, il se pose comme on le discutera au chapitre 7 la question de la capacité de maintenir le traitement à long terme et des actions à mener pour ne pas créer des situations irréversibles à long terme.

Le GEP souligne l'importance des systèmes de collecte et le cas échéant de traitement des eaux dans la maîtrise des impacts des sites. Cette importance se trouve renforcée du fait que l'option technique retenue pour le réaménagement des stockages de résidus et des autres sites a été la maîtrise des écoulements faute d'assurer un confinement strict.

Le GEP recommande de veiller à la séparation des eaux sous influence des sites de l'écoulement des eaux naturelles, en adaptant si nécessaire le système de collecte, et de veiller à l'absence d'écoulements susceptibles d'avoir un impact significatif sur les cours d'eau hors du système de collecte. Il souligne par ailleurs l'intérêt de s'appuyer pour la collecte des eaux, et leur acheminement vers les bassins de traitement, sur un écoulement gravitaire.

Le GEP constate par ailleurs les limites de l'efficacité des modes de traitement chimique actuels, et la nécessité de

revoir les normes de rejet pour tenir compte des phénomènes d'accumulation dans les zones à l'aval des sites. Il considère par ailleurs que le développement de modes de traitement des eaux alternatifs, réduisant le recours aux réactifs chimiques et l'intervention humaine, est une voie souhaitable dont la faisabilité demeure incertaine et nécessite d'être évaluée.

6.2.3. Options de reprise des matériaux

Lors de l'exploitation et du réaménagement, les matériaux miniers tels que les résidus et les stériles ont été gérés afin d'en assurer la maîtrise. C'est ainsi que les résidus ont été stockés dans des ouvrages dédiés et qu'une partie des stériles a été utilisée pour la couverture mise en place sur ces derniers ; la majeure partie étant gérée en versés à stériles, dont certaines sont présentes dans le domaine public.

Aujourd'hui, la reprise des matériaux issus de l'exploitation minière résulte d'une volonté d'améliorer la maîtrise des sources et des impacts. Cela peut, par exemple, être le cas pour les sources secondaires telles que les sédiments, les terres de berges, les déchets industriels (boues de station de traitement) ou encore les stériles réutilisés.

Exemples du curage des étangs de Saint-Pardoux, la Crouzille et Pontabrier

L'analyse du niveau de radioactivité dans les sédiments des retenues potentiellement sous l'influence de mines à l'échelle de la Division de la Crouzille a confirmé l'existence d'une accumulation d'uranium dans les sédiments sous l'influence des sites miniers, au niveau de l'anse de Chabanne du lac de Saint-Pardoux et des sédiments superficiels de l'étang de la Crouzille sur toute la surface de la retenue. Cette recherche a également révélé le marquage des sédiments de l'étang de Pontabrier.

Dans le cadre de la réglementation s'appliquant aux modalités de curage des retenues d'eau et en réponse aux préoccupations locales, l'exploitant a proposé de mettre en œuvre sur ces trois retenues, des opérations spécifiques afin d'enlever dans des conditions adaptées les sédiments marqués au-delà de 3 700 Bq/kg. Ces sédiments curés ont été stockés sur le site de Bellezane, dont les effluents superficiels et souterrains sont collectés et traités avant rejet dans l'environnement.

Les divers matériaux radiologiquement marqués peuvent être repris pour être stockés sur des sites gérés par Areva NC sous réserve d'une autorisation administrative. Ainsi ces sources seraient réintégrées au dispositif réglementaire de maîtrise des sources et de surveillance des impacts. Une telle reprise doit être justifiée par l'évaluation des impacts associés, en fonction notamment du contexte et des usages de la zone hors des sites où ces matières peuvent se trouver.

La réflexion des usages peut s'étendre à l'ensemble des matières stockées sur les sites. Ainsi, dans le futur, il est possible d'imaginer que des sources, telles qu'elles sont définies dans le chapitre 3, puissent être reprises pour valorisation sans que leur origine minière ne soit clairement identifiée. Cela pourrait notamment être le cas des stériles miniers aujourd'hui gérés en verses qui pourraient donner lieu à une exploitation de roches et granulats.

Le GEP rappelle en premier lieu que la maîtrise des sources primaires doit être renforcée pour éviter la constitution de sources secondaires. Il considère ensuite que la reprise de sources secondaires doit être liée à une comparaison des impacts potentiels dans les conditions d'exposition associées avec une gestion des matières ainsi récupérées dans les stockages - y compris l'exposition engendrée par la reprise elle-même.

6.2.4. Les restrictions d'accès et d'usages

Les dispositifs mis en place sur les anciens sites miniers d'uranium pour la maîtrise des impacts ne visent pas à assurer une protection « passive », c'est-à-dire sans recours à l'intervention de l'homme, telle qu'on peut l'imaginer par exemple dans la conception des futurs stockages de déchets radioactifs à vie longue (voir [chapitre 7](#)). Dans de nombreux cas, la protection repose donc sur la complémentarité entre les mesures de réduction des transferts à l'environnement décrites dans les paragraphes précédents, et des mesures visant à contrôler les conditions d'exposition pour éviter les situations pénalisantes, via des restrictions d'accès aux sites ou à défaut de certains usages.

● Restriction d'accès

La restriction d'accès à un site constitue la restriction d'usage la plus complète. Elle est utilisée actuellement par Areva dans le Limousin pour les stockages de résidus et depuis quelques années pour les stations de traitement des exutoires d'eau. Des périmètres clôturés ont également été mis en place sur certains sites vis-à-vis des risques d'instabilités de terrain et de chutes, que l'on ne discute pas dans la suite.

Nous distinguerons d'une part les problèmes techniques de la mise en œuvre de restrictions d'usage et d'autre part les problèmes plus fondamentaux sur la légitimité du recours à ce dispositif.

Techniquement, l'interdiction d'accès repose en général sur des clôtures et des barrières ; des murs sont parfois mis en place. Ces dispositifs posent des problèmes d'efficacité, de maintenance et d'intégration dans le paysage. En ce sens on préférera par exemple mettre en place un dispositif naturel composé de fossés et de haies d'épineux plutôt qu'une simple clôture par ailleurs souvent vandalisée.

Le contexte socio-économique va jouer un rôle dans la pérennité du dispositif et la volonté d'intrusion. Sur ce point, l'information du public sur les objectifs du dispositif est importante. En tout état de cause, un minimum de surveillance, voire de travail de maintenance devra être mis en place pour garantir cette pérennité tant que le dispositif sera considéré comme nécessaire.

La restriction d'accès ne peut légitimement être utilisée que dans les cas d'une maîtrise foncière du terrain concerné. Elle peut difficilement se concevoir uniquement sur la base de la police des mines dans le cadre d'une concession et encore moins après la fin de celle-ci. Cet aspect est à prendre en compte dès maintenant car, si Areva NC est propriétaire des terrains de tous les stockages de résidus, il n'est pas de même de tous les terrains occupés pendant la phase d'activité minière.

La restriction d'accès aux sites alors même que l'exploitation est terminée, présente également un coût social, d'autant plus important que la demande d'espace est grande.

● Restriction des usages

La restriction d'usage est utilisée pour instituer une barrière limitant les impacts sur l'homme des dangers de la source. Elle peut être mise en place sous forme d'arrêté municipal ou préfectoral : non potabilité de l'eau, interdiction de pêche ou de baignade... Elle peut prendre également la forme de servitude attachée à un bien immobilier (terrain). On distinguera les servitudes d'ordre privé des servitudes d'ordre public.

Les servitudes d'ordre privé sont un contrat entre l'exploitant et le propriétaire du terrain ; elles sont utilisées par exemple pour installer un dispositif de surveillance ou donner un droit de passage permettant d'accéder à un ouvrage à contrôler ou à maintenir.

Pour assurer la pérennité d'une telle servitude, elle doit être prise sous la forme d'un acte notarié et enregistrée au cadastre pour être transférée lors des changements de propriétaire. Il est important à l'arrêt d'une concession d'assurer le transfert à l'Etat des servitudes contractuelles prises par l'exploitant. De telles servitudes peuvent également être prises lors du transfert de propriété par l'exploitant lors de la banalisation d'un site ; ce pourrait être le cas pour l'interdiction de remodelage ou d'emprunt sur une verse.

Des exemples illustrent toutefois le caractère fragile de telles servitudes, dès lors que la maîtrise foncière est perdue. Ainsi, au cours des discussions au sein du GEP, le cas d'anciens sites miniers sur lesquels les servitudes mises en place n'ont pas été respectées, et ce après seulement quelques années, a été mentionné (cas d'un site dans la Creuse et d'un site de la concession de La Mallièvre en Pays de Loire).

Les servitudes d'utilité publique, qui s'imposent aux propriétaires du sol, sont théoriquement plus robustes. Elles présentent de plus l'avantage d'informer et d'associer le public dans la phase d'enquête publique. Les Plans de prévention des risques miniers (PPRM) sont bien adaptés aux restrictions concernant la constructibilité des terrains puisque, une fois adoptés, ils s'imposent au plan local d'urbanisme. La lourdeur de la procédure les fait toutefois réserver aux situations de risques importants.

La réalisation d'un PPRM est décidée par le Préfet à la fin de l'exploitation et des réhabilitations effectuées par l'exploitant sur la base d'une étude des aléas subsistant après ces opérations. Le PPRM constitue un bon moyen de garantir, au moins à moyen terme, les servitudes d'utilisation des terrains.

De manière plus générale, il convient de s'assurer dès maintenant du maintien de la mémoire des opérations minières. Les mines d'uranium présentent l'avantage par rapport à d'autres mines de relever d'une exploitation relativement récente ; il est donc encore possible de structurer de manière opérationnelle les archives et de recueillir la mémoire « vive » de personnes ayant connu l'exploitation. La base de données MIMAUSA est un élément important pour la localisation et les caractéristiques des exploitations. Les bilans décennaux imposés récemment à Areva en Limousin permettent également la réalisation de cartographies à l'échelle cadastrale. La phase informative des études d'aléa pourrait permettre sur un site de recueillir et structurer l'information sur le déroulement de l'exploitation et les phénomènes qui auraient pu se produire au cours de celle-ci.

La conception du réaménagement des anciens sites miniers d'uranium conduit à devoir compléter les dispositifs de protection physique par des mesures visant à maîtriser les expositions. Cela se traduit par des contraintes sur les usages voire des interdictions d'accès aux sites. Dans ce cadre, le GEP souligne l'importance de conserver ou d'acquérir, autant que possible, la maîtrise foncière des terrains où des enjeux importants sont attachés aux usages actuels ou futurs.

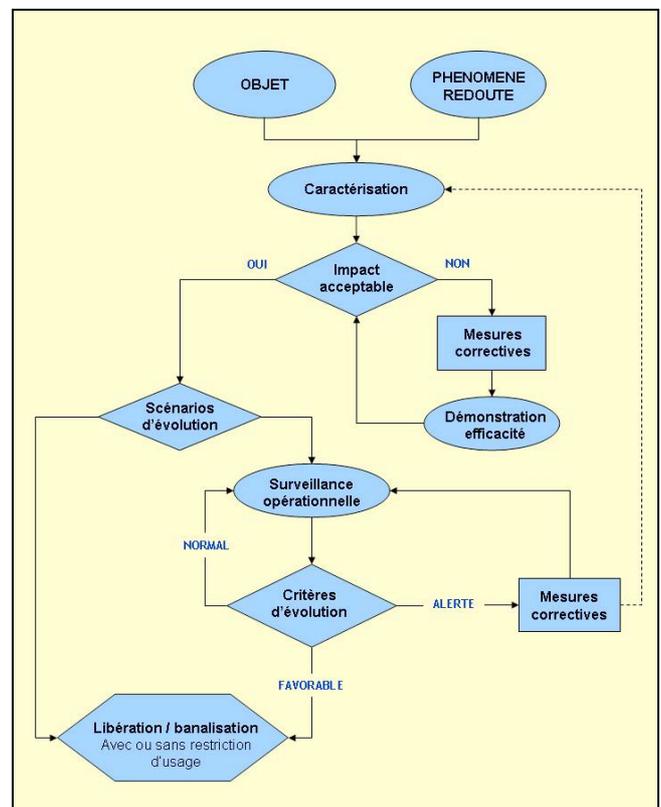
Le GEP constate que l'efficacité des restrictions d'accès repose sur le bon état des barrières, qui suppose lui-même le maintien d'une surveillance et d'une maintenance dont l'ampleur peut être réduite par le recours à des barrières plus naturelles.

Il considère par ailleurs que les servitudes privées n'ont qu'une efficacité très limitée et recommande de recourir, lorsque des restrictions d'usage sont nécessaires, aux servitudes d'utilité publique, surtout si elles sont associées à une forme d'enquête publique.

6.3. La surveillance en tant qu'élément du dispositif de gestion

La surveillance des sites constitue un élément central de leur gestion. La connaissance et la caractérisation des sites, et des dispositifs de protection éventuellement associés, permet d'identifier les besoins de surveillance. La surveillance désigne ici l'ensemble des actions d'observations périodiques ou continues d'un ou plusieurs indicateurs d'état ou d'évolution d'un système en vue de décider des mesures à prendre. On reprend dans ce paragraphe, pour analyser la surveillance attachée au processus décisionnel de gestion des sites, l'approche croisée entre objets « facteurs de risques » et phénomènes redoutés attachés tels qu'ils ont été décrits au chapitre 3.

Figure 21. Principe général du processus décisionnel



Afin de faciliter la compréhension, il est apparu opératoire de schématiser la démarche à entreprendre pour l'étude d'un danger susceptible d'être associé à un objet par la construction d'un arbre décisionnel (figure 21). Dans cette démarche apparaissent les étapes suivantes :

- L'impact actuel est-il acceptable ?
- Si ce n'est pas le cas des mesures correctives doivent être prises, dont l'efficacité devra être démontrée.
- La situation peut-elle évoluer dans le temps ?

- Certains scénarios peuvent amener la réalisation du phénomène redouté, soit par évolution de la source et de son environnement, soit par dégradation des barrières mises en place.
- Ce n'est qu'après réponse à ces questions qu'il est possible de se prononcer sur la banalisation ou non du site, c'est-à-dire sa sortie de la gestion des mines. La banalisation ne signifie pas l'oubli, car des restrictions d'usage peuvent être attachées au site et de manière générale la mémoire de son utilisation doit être conservée.

6.3.1. Les différentes phases de la surveillance

A chaque phase du processus de décision est associée une surveillance dont les objectifs sont différents en fonction des questions posées. On distinguera en particulier l'auscultation de la surveillance opérationnelle.

L'auscultation concerne la phase de caractérisation de la source et de l'évaluation de son impact ; elle doit porter sur l'ensemble des mesures nécessaires à la compréhension du système et s'appliquera à la fois sur les sources et les vecteurs de transfert. Elle fournit les données nécessaires à un « modèle » (conceptuel, physique, numérique,...) du système qui permet de définir les options techniques liées aux actions correctives et d'envisager des scénarios possibles d'évolution.

L'auscultation est souvent un processus évolutif qui s'appuie sur un dispositif de mesures suivies dans le temps, l'émission d'hypothèses et la réalisation de campagne de mesures plus fines pour vérifier les hypothèses et préciser le modèle. A titre d'illustration, le GEP a, au cours de ses travaux, recommandé des investigations hydrogéologiques et hydrochimiques complémentaires sur le site de Bellezane qui ont conduit à une révision du modèle conceptuel de fonctionnement hydraulique du site (voir [section 3.2.3](#) et fiche correspondante en annexe).

Après la mise en place des mesures correctives, la surveillance devient opérationnelle ; a pour objectif de démontrer leur efficacité ; elle reprend les mesures de caractérisation qui permettent de vérifier que l'évolution du système est conforme à la prévision du modèle. Cette validation permet de légitimer les scénarios d'évolution du système et d'appréhender les éléments clés de dysfonctionnement possible.

La surveillance opérationnelle a pour objectif d'alerter sur les dysfonctionnements du système avant que ceux-ci n'aient des conséquences néfastes. Dans cette optique où l'on se place dans le cadre d'un scénario d'évolution du système, la surveillance reposera sur une mesure caractéristique de cette évolution susceptible de donner des signes précurseurs avec un délai suffisant pour prendre des mesures permettant d'empêcher ou de limiter les effets. Une telle surveillance

comprendra donc des critères d'alarme et une procédure d'intervention et une organisation associée. Par exemple dans le cas du stockage de résidus de Bellezane, l'efficacité est assurée par la circulation et la collecte des eaux qui permettent leur traitement avant rejet dans l'environnement. Un des éléments clés de cette circulation est la galerie qui sert d'exutoire ; le bouchage de cette galerie modifierait profondément le système. La détection d'une diminution anormale du débit de cette galerie associée à une variation inhabituelle du niveau du réservoir minier, constitue un phénomène précurseur justifiant une intervention qu'il conviendrait alors de définir.

Un autre objectif de la surveillance opérationnelle est de suivre des indicateurs caractéristiques de l'évolution du système par rapport aux risques identifiés. Il peut s'agir par exemple d'une caractéristique de la source comme la teneur d'un rejet minier. Il est alors possible de définir à la fois :

- un critère « haut » détectant une évolution anormale non prévue dans le modèle de fonctionnement, et conduisant donc à une réévaluation du système et le cas échéant une action correctrice,
- et un critère « bas » qui au contraire permettrait dans une procédure définie d'arrêter la surveillance, donc d'aboutir à une banalisation du site.

L'approche proposée ici découle naturellement de l'analyse des systèmes sous forme d'objets facteurs de risques et de phénomènes redoutés développée par le GEP au chapitre 3. Elle doit, dans la vision du GEP, servir de guide à une évolution des dispositifs de surveillance autour des sites pour répondre à certains décalages observés (voir [section 4.1.](#)). Cette démarche peut également nourrir l'évolution de la réglementation, en fournissant par exemple des éléments pour mieux cibler la réglementation sur les paramètres caractéristiques pertinents, et des indications pour fonder certaines valeurs seuil de décision, d'action, d'interdiction ou de banalisation... À ce titre, le GEP recommande que cette approche de la surveillance opérationnelle soit intégrée à la réglementation, par exemple au niveau des arrêtés préfectoraux.

Il convient par ailleurs de rappeler que la surveillance opérationnelle décrite ici s'inscrit dans une démarche d'application de principes génériques à un déploiement site par site, consacré à la surveillance de ce site et de son impact - au sens d'indicateurs d'exposition - sur son environnement. Cette surveillance doit par nature être complétée par une surveillance plus globale sur les cibles - au sens d'indicateurs d'effet -, qu'il s'agisse des populations (voir [section 4.3.](#)) ou des écosystèmes (voir [section 4.2.](#)).

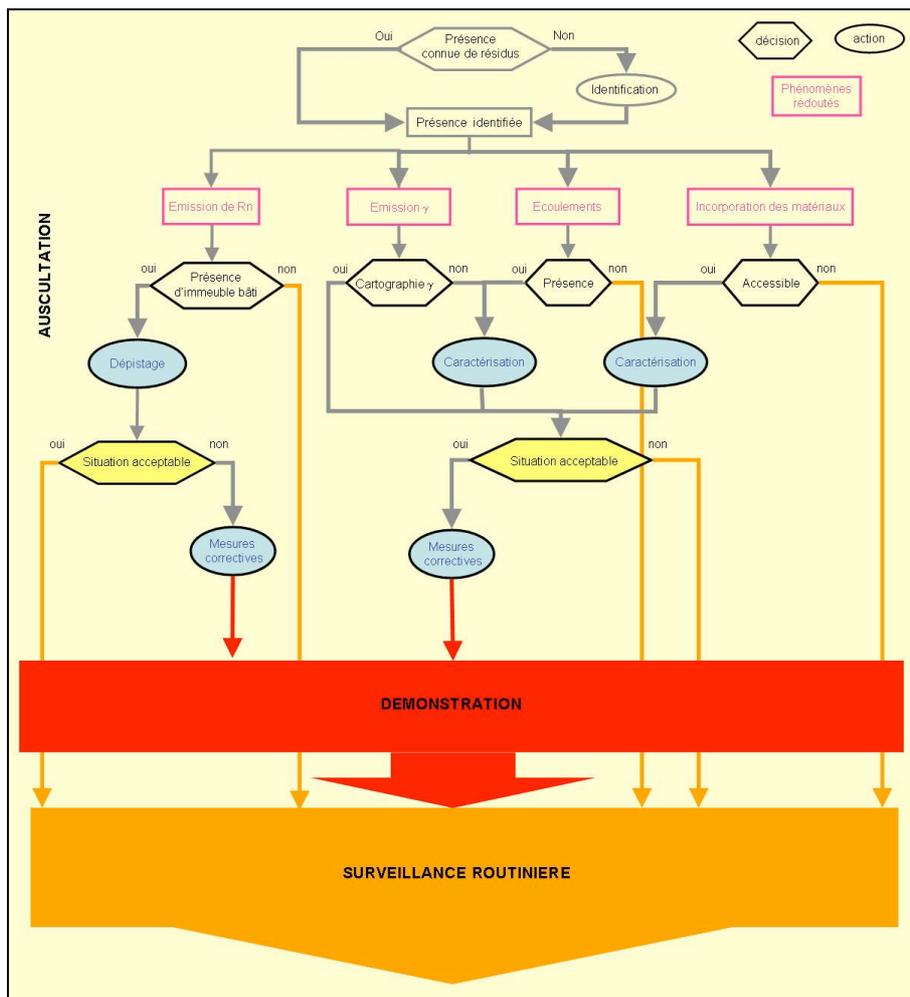
6.3.2. Analyse systématique par les arbres décisionnels

Le processus de décision qui a été formalisé en deux phases (auscultation, surveillance opérationnelle) qui peuvent conduire à terme à une action de banalisation, peut être appliqué à chacun des objets sources de danger en examinant à chaque fois les différents phénomènes redoutés.

Cette démarche systématique permet de s'assurer qu'aucun point de l'analyse n'a été négligé, de connaître dans chaque cas à quel niveau du processus de décision l'on est arrivé ; elle met ainsi en évidence les points importants sur lesquels les efforts doivent être portés.

Cette démarche peut être formalisée sous forme d'arbres décisionnels dont la figure 22 donne l'exemple pour les stockages de résidus, qui constituent dans cette analyse l'objet le plus complexe.

Figure 22. Arbre décisionnel appliqué aux stockages de résidus



Les arbres décisionnels des différents objets ont été parcourus au vu des connaissances acquises sur les mines d'uranium du Limousin. Ils ont guidé la réflexion du GEP sur les besoins d'acquisition de connaissance (auscultation) ainsi que sur l'évolution de la surveillance des objets facteurs de risque. Les résultats sont donnés ci-dessous par type d'objet, selon la typologie déclinée au chapitre 3.

● **Travaux miniers**

Les phénomènes redoutés « émission de rayonnement gamma » et « accessibilité des matériaux » peuvent être élimi-

nés dès que la fermeture des accès aux travaux miniers permet d'exclure leur accessibilité à court et à long terme.

L'émission de radon ou autre gaz nocifs est liée à la présence de travaux miniers non envoyés constituant des réservoirs de gaz et pouvant être en liaison avec la surface ; cette liaison peut être localisée (puits, descenderie) ou diffuse par des fractures communiquant avec des travaux miniers proches de la surface. Ces zones peuvent également être le siège d'un aléa instabilité de terrain de type fontis.

Partie III

La profondeur fixée *a priori* à une cinquantaine de mètres pourra être précisée par des mesures de flux d'exhalation de radon (ou des calculs de stabilité pour le risque fontis).

Le risque dans ces zones est majoritairement associé à la présence de bâtiments ; après avoir identifié les bâtiments potentiellement affectés, un diagnostic radon doit permettre de définir les mesures correctives si nécessaires

Pour le moyen terme, la constructibilité sur ces zones doit être encadrée à moins que des dispositions soient prises pour diminuer l'exhalation de radon : amélioration de la fermeture des ouvrages débouchant au jour, comblement des travaux miniers souterrains concernés.

L'impact lié à l'écoulement des eaux est le phénomène redouté majeur pour les travaux miniers aussi bien à ciel ouvert que souterrains. La caractérisation de l'aléa peut nécessiter une phase d'auscultation complexe. En effet il faut s'assurer de disposer :

- d'une localisation exhaustive des émergences de l'eau ayant transité par les travaux miniers (existence possible de sorties diffuses, liaison avec des nappes souterraines). La connaissance des niveaux d'eau dans les divers compartiments de l'exploitation par rapport à la piézométrie régionale est indispensable pour cet objectif.
- d'un suivi des débits et de la qualité de la source suffisant pour effectuer des prévisions sur son évolution. Généralement celle-ci est favorable en termes de qualité (baisse des concentrations) mais le niveau d'équilibre et le temps mis pour l'atteindre peuvent être difficiles à cerner.
- de l'évolution dans l'espace des substances relâchées au niveau de la source. Du point de vue des concentrations dans l'eau, l'évolution est *a priori* favorable du fait des dilutions successives à chaque confluence. Par contre la sédimentation peut amener à une augmentation de la concentration dans les retenues, les zones d'accumulation de sédiments et les zones de débordement le long des cours d'eau. Les études sur l'impact de la station de Fany-Augères sur les sédiments du lac de St Pardoux ont montré la complexité des mécanismes mis en œuvre.

Le phénomène redouté majeur par rapport aux travaux miniers du point de vue des transferts à l'environnement est le transport de substances polluantes par les eaux de mines. Pour le cas des travaux miniers souterrains s'ajoute l'exhalation de radon par les ouvrages de faible profondeur

Le GEP recommande d'établir, dans le cadre de l'auscultation des sites, une cartographie des travaux miniers à faible profondeur et des ouvrages débouchant au jour. Celle-ci permettra d'identifier les zones où les concentrations de radon devront le cas échéant être surveillées par la suite, mais également de guider la mise en œuvre de mesures correctives ou de servitudes d'usage correspondantes.

Le GEP recommande de compléter, dans la phase d'auscultation, l'identification des points d'émergence et l'étude de la maîtrise des flux et de l'évolution de la qualité des eaux issues des travaux miniers. Cette étude permettra d'identifier les paramètres à surveiller pour s'assurer de l'évolution du régime hydraulique ; cette surveillance pourra notamment s'appuyer sur la surveillance des niveaux des réservoirs d'eau, en mettant à profit les anciens sondages techniques permettant d'accéder aux travaux miniers souterrains, lorsque cela est possible.

● Verses à stériles

La phase d'identification des sources n'est pas nécessairement achevée pour les verses : il peut subsister des verses oubliées relevant d'exploitations anciennes ayant changé de propriétaires. La recherche peut se faire à partir de documents ou de relevés topographiques aériens (en lien avec la campagne mise en place pour recherche les zones de réutilisation de matériaux).

Les verses sont à l'origine d'une émission de radon, d'une émission de rayonnement gamma qui ne font l'objet d'aucune protection physique et doivent donc conduire, en fonction de leur niveau local, à d'éventuelles restrictions des usages voire des accès.

L'émission de radon est actuellement surveillée de manière globale par des mesures EAP ; ces mesures ne permettent pas de caractériser une verse particulière en terme de source (voir suivi au niveau des enjeux). Le risque radon est majoritairement associé à la présence de bâtiments ; actuellement il n'existe pas en Limousin de bâtiment sur les verses connues. Le traitement du risque demandera la mise en place de servitudes sur la constructibilité ; ces servitudes pourraient être levées au cas par cas sur la base d'études d'impact.

L'émission de rayonnement gamma liée à une verse varie selon les points et ne peut être caractérisée par une mesure globale de débit de dose (mesure DTL) ; seule la réalisation d'une cartographie par plans compteurs après réaménagement de la verse permet de mettre en évidence d'éventuelles anomalies radiométriques pour la définition d'éventuelles actions correctives en fonction de l'utilisation actuelle ou future du site. Sur ce point, l'évolution topographique du site (érosion, glissements) peut être à l'origine d'une modification du danger et nécessitera une surveillance (visuelle et plans compteurs en cas d'évolution). En effet si la stabilité globale des verses est en général assurée et son évolution *a priori* favorable (tassement, reprise de la végétation), des évolutions locales sont possibles en particulier liées à la circulation des eaux météoriques, au développement de la faune et de la flore (animaux fouisseurs, arbres à racines profondes...) ou à des activités humaines (prise de matériaux, aménagements).

Lorsque des anomalies radiométriques ont été identifiées, les mesures correctives peuvent consister selon l'usage et

l'environnement en une suppression de celle-ci par retrait des matières concernées ou par la mise en place d'une couverture locale ou en une limitation des accès.

Les verses sont par ailleurs à l'origine d'écoulements diffus ou identifiés d'eaux chargées en radionucléides et en substances chimiques. La localisation des écoulements est actuellement mal connue et dispersée, ne permettant pas toujours d'en évaluer correctement les impacts sur la qualité des eaux.

La caractérisation portera sur l'estimation des débits et la qualité des eaux : concentrations en radionucléides (U, Ra), chimiques (métaux), marqueurs (pH, sulfates) ; elle portera sur les écoulements localisés mais sera aussi recherchée sur les écoulements diffus par l'analyse des milieux aquatiques susceptibles d'être influencés (ruisseaux, zones humides, plans d'eau,...).

Les mesures correctives susceptibles d'être mises en place sont la collecte des eaux et leur dérivation hors des zones d'impact, la limitation des entrées d'eau dans les verses (détournement des flux) et, si nécessaire, le traitement.

En ce qui concerne l'accessibilité des matériaux, les verses peuvent être à l'origine de dispersion par envol de poussières ou entraînement de matières en suspension par ruissellement. Ces dangers doivent être pris en compte en cas d'aménagement important sur le site. D'autre part les verses constituent une source tentante d'emprunt de matériaux pour diverses réutilisations. Pour ces raisons également les verses nécessitent une surveillance de l'utilisation du site et des matériaux qu'elles contiennent.

Les verses à stérile sont à l'origine d'une émission de radon, de rayonnement gamma, et d'un risque de dispersion des matières sous forme de poussières ou dans le cas d'une réutilisation des matériaux, qui ne font en général l'objet d'aucune protection physique.

Le GEP recommande donc, dans la phase d'auscultation, la recherche et la caractérisation par cartographie radiométrique de la présence d'anomalies importantes, pouvant conduire localement à une mesure d'enlèvement ou à l'application de restrictions d'accès. L'évolution topographique de la verse devra faire ensuite l'objet d'une surveillance visuelle, complétée d'une nouvelle caractérisation radiométrique lorsqu'une érosion significative aura été constatée.

Les verses sont par ailleurs soumises au ruissellement et à l'infiltration des eaux météoriques qui peut donner lieu à des rejets diffus. Le GEP recommande, dans la phase d'auscultation, un inventaire des écoulements et une évaluation des transferts à l'environnement associés. Cet inventaire et cette évaluation guideront la surveillance, voire les actions de limitation à la source, à mettre en place.

Enfin, la remise des verses dans le domaine public doit s'accompagner de restrictions sur la constructibilité (stabilité géotechnique, émission radon et gamma) et sur la réutilisation des matériaux ce qui nécessitent également une surveillance des usages.

● Stockages de résidus

Bien qu'ils présentent une certaine hétérogénéité de leurs caractéristiques, les stockages de résidus reposent par conception sur un même principe de confinement par une couverture vis-à-vis des risques d'émission de radon, de rayonnement gamma et de poussières, et de contrôle des écoulements d'eau par la collecte et si nécessaire le traitement des eaux entrant en contact avec les résidus.

À la demande du GEP, Areva a mené plusieurs études d'auscultation sur le site de stockage de résidus de Bellezane ; elles ont porté en particulier sur l'efficacité de la couverture du site et sur le fonctionnement hydrogéologique assurant la maîtrise des éléments relargués par le stockage (voir **encadrés** sur ces études). Les recommandations données ci-dessous sont issues, pour le site de Bellezane, des conclusions de ces études et de leur extrapolation pour les autres sites.

L'émission de radon correspond, sur le site de Bellezane, à celle émanant des matériaux constitutifs de la couverture (stériles et terre végétale). Celle-ci a une épaisseur telle que la migration du radon émanant des résidus est suffisamment ralentie pour que ce gaz disparaisse par décroissance radioactive avant d'atteindre la surface. La garantie de l'absence d'incidence des résidus sur la qualité de l'air au droit des stockages repose par conséquent sur l'intégrité de la couverture de stériles et sa pérennité.

La surveillance actuellement pratiquée par Areva consiste en des mesures d'EAP du radon 222 mises en œuvre en deux points particuliers. Cette surveillance ne s'avère ni représentative, ni pertinente pour détecter une perte locale d'intégrité de la couverture. La surveillance à mettre en place doit détecter des évolutions locales ; elle ne pourra donc être effectuée que par la cartographie à intervalle régulier de l'exhalation de radon ou de tout autre paramètre représentatif de l'épaisseur de la couverture. La finesse du maillage et la fréquence des contrôles sont à définir en fonction de l'environnement du site.

L'émission de rayonnement gamma est également, pour le site de Bellezane, limitée par la couverture à des niveaux de flux de photons équivalents à ceux rencontrés dans l'environnement naturel, aux anomalies liées aux minéralisations en place près. La surveillance actuellement pratiquée par deux dosimètres ponctuels (intégration sur trois mois) ne permet pas de mettre en évidence les variations apparaissant sur les cartographies de flux de photons, ni de suivre dans le temps les évolutions locales de la couverture.

L'écoulement des eaux issues du stockage de résidus a pu être caractérisé sur le site de Bellezane par un bilan hydraulique et hydrochimique. La configuration du site permet de concentrer la (quasi) totalité du lessivage des résidus sur une sortie localisée (galerie BD200) à partir de laquelle les eaux sont traitées. Aucune évidence de marquage des eaux par les résidus miniers, n'a été rencontrée dans les eaux souterraines, comme superficielles en aval hydraulique du site en dehors de cet exutoire.

Ce fonctionnement favorable du site repose à long terme sur le maintien de la galerie BD200 comme exutoire et sur l'équilibre des niveaux piézométriques dans les travaux minier souterrains, les résidus et l'encaissant granitique. La surveillance opérationnelle du site reposera donc sur la mesure des débits de la galerie et des différents niveaux piézométriques ; une procédure de surveillance est à établir définissant pour chacun de ces paramètres des niveaux d'alerte.

L'accessibilité des matériaux est liée à la couverture. Les résidus ne sont pas accessibles tant que la pérennité de la couverture est assurée. Les matériaux de la couverture eux-mêmes, qui présentent un risque similaire à ceux des verses à stérile, sont protégés par l'interdiction d'accès au site de stockage.

Enfin, le GEP n'a pas analysé le risque d'entraînement de matières lié à l'instabilité géomécanique des stockages de résidus. Ce risque peu significatif pour Bellezane ne doit toutefois pas être négligé pour les autres sites, ce qui exige notamment une surveillance de la tenue des digues.

Les stockages de résidus constituent l'objet facteur de risque le plus important du fait de la nature et des quantités de produits stockés. Les points d'action prioritaires portent sur l'efficacité des couvertures et leur pérennité d'une part, la maîtrise des circulations d'eau et le traitement de celles-ci à l'exutoire d'autre part.

Le GEP recommande qu'une auscultation analogue à celle menée à Bellezane soit effectuée sur tous les stockages de résidus pour démontrer l'efficacité de leur couverture. Le GEP recommande ensuite, outre une surveillance visuelle et un entretien de la couverture, que celle-ci soit contrôlée périodiquement sur l'ensemble du stockage par une campagne de cartographie radiométrique et de flux de radon, avec une périodicité et une précision à définir site par site.

Le GEP recommande par ailleurs que tous les stockages de résidus fassent l'objet d'une auscultation analogue à celle menée à Bellezane afin de démontrer l'efficacité du système de contrôle des eaux et de déterminer les paramètres clés du fonctionnement hydraulique et hydrochimique. Une surveillance de ces paramètres devra ensuite être mise en place. Parallèlement, la tenue des digues, là où elles existent, devra faire l'objet d'une surveillance particulière.

● Réutilisation de stériles

En ce qui concerne la réutilisation de stériles, la démarche se trouve encore dans la phase amont d'identification des zones de réutilisation. Le GEP a pris connaissance du plan d'actions d'Areva du 12 juin 2009 sur ce thème repris dans la circulaire du 22 juillet 2009. Du fait des délais, le GEP n'a pu se prononcer sur le plan mis en œuvre ; il ne peut que recommander de manière générale d'associer aux recherches sur le terrain, notamment par campagnes aéroportées, d'autres moyens s'appuyant sur la mémoire collective comme l'exploitation d'archives, le contact avec les communes voire l'utilisation ponctuelle de questionnaires auprès des habitants.

Comme pour les verses, le risque radon est principalement lié à la présence d'habitations sur les zones de réutilisation de stériles. Dans le cas où il en existe, un dépistage radon doit être établi en priorité.

Les zones de réemploi de stériles doivent faire l'objet d'une caractérisation. Pour l'émission de rayonnement gamma ceci signifie l'établissement d'une cartographie pour la recherche d'anomalies radiométriques (niveau de débit de dose et surface concernée). Pour l'écoulement des eaux, l'objectif est de connaître la qualité chimique et radiologique des eaux en contact avec les stériles et d'évaluer les risques de transfert (et accumulation) en dehors de la zone identifiée. Pour l'accessibilité des matériaux, il est intéressant de disposer d'une caractérisation chimique et radiologique des matériaux réutilisés.

Les mesures à prendre suite à la caractérisation seront fonction des résultats de celle-ci (activité massique et composition chimique des matériaux en particulier), de l'emploi actuel du matériau et du contexte socio-économique de la zone de réutilisation qui jouera fortement sur les évolutions de son emploi. Les mesures correctives peuvent consister en des servitudes d'usage, le recouvrement ou le retrait ; dans ce dernier cas devront être pris en compte les problèmes posés par l'opération : travaux d'excavation, gestion des matériaux excavés.

Le GEP recommande que les résultats des recherches menées par Areva pour identifier les zones de réemploi de stériles ou d'autres matériaux soient utilisés pour caractériser les dangers potentiels associés à ces zones.

L'auscultation devra permettre d'identifier, en fonction des caractéristiques des matériaux et du contexte, les risques éventuels d'émission de radon, de rayonnement gamma, d'incorporation des matières radioactives et de dispersion de ces matières par l'air ou par l'eau. Celle-ci pourra déboucher sur des mesures correctives et, le cas échéant, sur une surveillance de certains paramètres du système ainsi que sur une surveillance des usages. Vis-à-vis du radon, une attention particulière devra être portée aux secteurs bâtis.

- **Zones d'accumulation en aval des sites**

Comme pour la réutilisation de stériles, la démarche vis-à-vis des zones d'accumulation naturelle en aval des sites doit commencer par une phase amont d'identification systématique de telles zones. L'identification de sédiments et sols marqués doit être recherchée en aval des zones de rejets identifiées mais également de rejet diffus. Il peut s'agir de terres de berges, de sédiments lacustres ou de zones humides.

Le risque radon n'apparaît pas pertinent à court terme pour cet objet source, la construction d'habitation y étant peu probable. En revanche la conservation de la mémoire de l'existence d'une telle zone d'accumulation est nécessaire pour la maîtrise d'usages inappropriés dans l'avenir, tels que la construction sur une zone asséchée, l'usage agricole de zones sédimentaires ou la réutilisation de matériaux.

La recherche d'anomalies radiométriques n'est pas pertinente pour les sédiments sous eaux. Elle peut être réalisée pour les terres de berge et les zones humides dans des zones d'accumulation potentielles (zones de débordement), ou à proximité des installations et en particulier des rejets d'eau localisés ou diffus.

Le transfert des éléments chimiques, radioactifs ou non, entre l'eau et les sédiments et *vice versa* comme la dynamique de ces phénomènes sont encore mal connus dans la pratique (voir [chapitre 3](#)). Les connaissances restent à préciser sur ces points avant de pouvoir orienter les éventuels besoins de surveillance.

Le GEP recommande que soit étudiée la qualité des eaux et des sédiments le long des bassins versants à l'aval des sites en fonction des variations hydrodynamiques (retenues, méandres,...) en situation « stationnaire » mais également lors de situations exceptionnelles (vidange, crue).

L'auscultation devra permettre d'identifier, en fonction du contexte, les risques éventuels de rayonnement gamma, d'incorporation des matières et de dispersion de celles-ci par l'air ou par l'eau. Celle-ci pourra déboucher sur des mesures correctives et, le cas échéant, sur une surveillance de certains paramètres du système ainsi que sur une surveillance des usages.

6.4. Synthèse et recommandations

La gestion actuelle des sites met en œuvre un certain nombre de dispositifs de protection, de restriction des usages, de surveillance, d'information et de concertation que le GEP recommande de faire évoluer pour renforcer la maîtrise des impacts à court terme et pour préparer une gestion à plus long terme (voir sur ce point le chapitre 7).

• *Information et participation*

Le GEP souligne en premier lieu l'importance de l'information et de la participation dans la mise en œuvre des efforts de réaménagement des anciens sites miniers d'uranium, afin de mobiliser les acteurs locaux sur des orientations de gestion et de développement des sites inscrits dans leurs territoires.

Dans cette perspective, le GEP recommande de poursuivre et de compléter la collecte et la mise à disposition des informations relatives à la localisation et à l'état de connaissance des sites, ainsi qu'à leur surveillance. Ce travail d'information revêt à court terme un triple enjeu de collecte d'une information avant son oubli, de renseignement pour la démarche de gestion et de mobilisation des acteurs locaux.

Ainsi, le GEP recommande l'approfondissement des efforts engagés. Il s'agit notamment de poursuivre le programme MIMAUSA, en veillant à l'étendre aux zones de réutilisation des stériles et à associer à la démarche les populations locales, porteuses de la mémoire de la période d'exploration et d'exploitation. De même, le GEP recommande d'étendre la réalisation de bilans de fonctionnement, tout en renforçant leur contenu et en veillant à rendre cette information disponible facilement. Enfin, le GEP invite à développer une information mieux structurée sur la surveillance mise en place autour des sites et ses résultats, par exemple dans le cadre du Réseau national de mesures de la radioactivité dans l'environnement (RNM). Cet effort d'information pourra s'accompagner d'une signalisation sur le terrain des sites et des points de surveillance.

Il recommande également de développer la participation des acteurs du territoire comme moteur de la gestion des sites. Cela vise notamment une évolution des instances de concertation mises en place, dont les Commissions locales d'information et de suivi (CLIS) placées auprès des sites, qui doivent être dotées des missions et des moyens appropriés. La concertation doit permettre d'articuler l'expertise avec la réflexion des acteurs locaux, et d'intégrer pleinement la gestion des risques avec celle du développement territorial.

Plus largement, le GEP recommande que la dimension territoriale, et notamment les aspects socio-économiques de la gestion des territoires autour des anciens sites miniers soient davantage pris en considération dans les modalités de gestion. Ceci concerne par exemple l'appréciation, avec les acteurs locaux, des conséquences de restrictions d'accès ou d'usage. Le GEP n'a pas été en mesure d'approfondir ces questions, mais il souligne qu'un important travail doit être mené dans cette direction.

Le GEP recommande en parallèle une mobilisation d'acteurs et de moyens au niveau national, en vue notamment d'harmoniser les démarches et de formaliser les méthodes. Ce travail pourra par ailleurs s'enrichir d'échanges sur le retour d'expérience au niveau international.

L'effort de mobilisation doit également porter sur le développement d'une stratégie d'études et recherches, visant à développer des pôles de connaissances et de compétence diversifiés en décloisonnant les travaux menés par l'exploitant et en activant les outils de pilotage de la recherche. Cette stratégie pourra s'appuyer sur des outils expérimentaux spécifiques, telles qu'une zone atelier in situ proposée par le GEP pour l'étude de l'uranium dans l'eau et les sédiments.

Enfin, le GEP souligne l'intérêt de préserver les acquis de l'expertise pluraliste qu'il a menée sur ce dossier, en poursuivant l'effort de partage d'information, de suivi des actions, voire en engageant l'approfondissement de certaines questions. Sur le premier point, le GEP encourage un partage de ses conclusions tant au niveau local avec les CLIS, qu'au niveau des instances de concertation nationales voire au niveau des échanges internationaux.

• *Dispositifs de protection*

L'examen des dispositifs de protection, là où ils existent, met en évidence les contraintes issues de la conception du réaménagement des sites. Celle-ci met en jeu différentes mesures prises pour réduire les transferts à l'environnement et pour réduire les situations d'exposition, qui doivent se compléter pour former un système de protection. Le GEP a cherché, à partir de l'étude technique de quelques sites, à mener une réflexion globale sur le rôle et les limites de ces dispositifs afin de guider leur gestion.

En premier lieu, le GEP souligne l'importance du rôle des couvertures dans la gestion des sites de stockage de résidus, et considère que sous réserve de contrôles similaires à ceux mis en place à Bellezane, les couvertures assurent en l'état le niveau de protection attendu.

Il souligne par ailleurs l'importance des systèmes de collecte, et le cas échéant de traitement des eaux dans la maîtrise des impacts des sites. Il rappelle ainsi que l'option technique retenue pour le réaménagement des stockages de résidus et des autres sites a été la maîtrise des écoulements, faute d'assurer un confinement strict. Sur ce plan, le GEP recommande de veiller à la séparation des eaux sous influence des sites de l'écoulement des eaux naturelles, ainsi qu'à la caractérisation et à la maîtrise des rejets diffus pouvant induire un impact significatif. Il préconise également de s'appuyer pour la collecte sur l'écoulement gravitaire.

Le GEP attire de plus l'attention sur les limites de l'efficacité des modes de traitement chimique actuels, et la nécessité de revoir les normes de rejet pour tenir compte des phénomènes d'accumulation dans les zones à l'aval des sites. Il considère par ailleurs que le développement de modes de traitement des eaux alternatifs, réduisant le recours aux réactifs chimiques et l'intervention humaine, est une voie souhaitable dont la faisabilité bien qu'incertaine mérite d'être étudiée.

Enfin, la conception du réaménagement des anciens sites miniers d'uranium conduit à devoir compléter les dispositifs de protection physique par des mesures visant à maîtriser les expositions, se traduisant par des contraintes sur les usages voire des interdictions d'accès aux sites. Dans ce cadre, le GEP souligne l'importance de conserver ou d'acquérir, autant que possible, la maîtrise foncière des terrains où des enjeux importants sont attachés aux usages existants ou futurs. Il constate par ailleurs que les servitudes privées n'ont qu'une efficacité très limitée au-delà du court terme et recommande de recourir, lorsque des restrictions d'usage sont nécessaires, aux servitudes d'utilité publique, surtout si elles sont associées à une forme d'enquête publique.

Le GEP a examiné également les options de reprise de matériaux, en particulier dans le cas de sources secondaires (réutilisation de stériles, accumulation de sédiments...). Le GEP, en rappelant d'abord que la priorité doit être d'éviter de telles situations, souligne que la reprise de matériaux doit être liée à une comparaison des impacts potentiels tenant compte des conditions d'exposition associées dans une gestion avec et sans reprise.

• *Auscultation et surveillance opérationnelle*

Pour finir, le GEP considère que la surveillance actuelle doit évoluer et recommande la mise en œuvre d'une surveillance basée sur l'analyse, adaptée à chaque contexte, des objets facteurs de risque et des phénomènes redoutés. Le GEP recommande que la connaissance du fonctionnement des objets soit complétée au travers d'une phase d'auscultation. Celle-ci devra permettre de juger de l'impact, de dimensionner, le cas échéant, les actions correctives et d'identifier les paramètres clefs d'évolution du système à surveiller. Cette phase préliminaire doit permettre de mettre en place une surveillance opérationnelle limitée aux indicateurs pertinents, assortie de critères « haut » d'alerte sur une évolution défavorable du système, et de critères « bas » autorisant un arrêt de la surveillance, dans les cas où une telle banalisation du site semble envisageable.

Le GEP propose une déclinaison de cette approche pour chaque objet facteur de risque, qui le conduit à des recommandations concrètes sur les priorités attachées à l'auscultation, à la surveillance des systèmes et à la surveillance des usages applicables sur les différents sites. Ces propositions, détaillées dans le présent chapitre, sont résumées dans le tableau suivant qui pointe, sans être exclusif, les éléments prioritaires dans l'appréciation locale de chaque situation.

Partie III

Tableau récapitulatif des situations rencontrées, des priorités de gestion associées, et des priorités d'auscultation, de surveillance ou de remédiation qui en découlent

Objet (situation)	Priorités de gestion	Auscultation	Action (si nécessaire)
Travaux miniers (TMS et/ou MCO)	Transport de substances polluantes par les eaux de mines	Identification des points d'émergence ; étude de la maîtrise des flux et de l'évolution de la qualité des eaux	Surveillance des paramètres identifiés
	Pour les TMS peu profonds, exhalation de radon	Cartographie des travaux de faible profondeur et des ouvrages débouchant au jour	Mesures correctives ou servitudes d'usage
Verses à stérile	Émission de radon, de rayonnement gamma	Cartographie radiométrique des anomalies	Mesures locales d'enlèvement ou restrictions d'accès
	Érosion, risque de dispersion	Caractérisation topographique	Surveillance visuelle de l'évolution topographique, radiométrie en cas d'érosion naturelle ; Restrictions sur la constructibilité et la réutilisation de matériaux, surveillance des usages
	Ruissellement, infiltration, rejets diffus	Inventaire des écoulements et évaluation des transferts associés	Surveillance, éventuellement actions de limitation à la source
Stockages de résidus	Efficacité et tenue des couvertures	Cartographie radiométrique de qualification de l'efficacité de la couverture	Surveillance visuelle et entretien de la couverture, campagnes périodiques de cartographie radiométrique
	Maîtrise des circulations d'eau vers les points de traitement / rejet	Etude hydrogéologique et géochimique de qualification de l'efficacité du système de contrôle des eaux	Surveillance des paramètres identifiés sur l'évolution des flux et de la qualité des eaux ; Surveillance particulière de la tenue des digues
Zones de réutilisation de matériaux	Risques éventuels d'émission de radon, de rayonnement gamma, d'incorporation des matières, de dispersion par l'air ou l'eau	Identification des risques en fonction des caractéristiques des matériaux et du contexte	Mesures correctives éventuelles, surveillance des paramètres identifiés, surveillance des usages
Zones d'accumulation de sédiments	Risques éventuels d'émission de rayonnement gamma, d'incorporation des matières, de dispersion par l'air ou l'eau	Étude de la qualité des eaux et des sédiments le long des bassins versants à l'aval des sites (en lien avec le contexte géographique et les conditions d'exploitation)	Mesures correctives éventuelles, surveillance des paramètres identifiés, surveillance des usages

Chapitre 7

La gestion des enjeux à long terme

L'approche proposée pour la gestion des anciens sites miniers d'uranium se heurte inévitablement à la question du temps : les solutions proposées sont-elles pérennes, ou bien faut-il envisager d'autres actions et si oui, à quel horizon de temps ? Il s'agit dès lors d'identifier les évolutions potentiellement problématiques, les sites concernés et les échelles de temps auxquelles peuvent se poser ces problèmes éventuels.

Le découpage temporel entre court, moyen et long terme s'avère difficile à établir lorsqu'on analyse les systèmes en place : la diversité des situations et des durées de vie prévisibles des différents dispositifs mis en jeu rend les choses complexes. Plutôt que de quantifier de façon uniforme des horizons de temps, il semble plus pertinent, en réalité, de distinguer différentes phases d'évolution des sites en fonction des modes de gestion mis en place.

Ainsi, par exemple la présence sur un site de l'exploitant ou le maintien d'une station de traitement des effluents devront inéluctablement, avec le temps, évoluer vers des formes d'intervention moindres ; de même, certains dispositifs solides vont s'altérer avec le temps. Ces évolutions devront être croisées avec une analyse des phénomènes d'origine naturelle ou anthropique susceptibles d'intervenir, de façon abrupte ou lente, sur le fonctionnement du système en tenant compte du contexte hydrogéologique, climatique, biologique, mais aussi démographique, socio-économique... Enfin, compte tenu des très grandes échelles de temps à considérer du fait de la durée de vie des radioéléments et des substances chimiques en jeu, il peut être pertinent de distinguer une phase de long terme qui demeure relativement prévisible et une phase de très long terme encore plus incertaine.

La gestion des enjeux à long terme recouvre en réalité deux aspects complémentaires. Le premier, que l'on pourrait qualifier de « gestion *dans le* long terme », consiste à préparer des moyens d'information et de suivi sur l'évolution du site aussi robustes que possible, afin qu'ils accompagnent la gestion du site le plus longtemps possibles. Toutefois, cette extension dans le temps ne peut être que limitée en regard des échelles de temps à considérer pour le long ou très long terme. Une réflexion doit donc être menée en parallèle sur les moyens de réduire les enjeux au-delà de la garantie de gestion. Ce second volet, que l'on peut désigner comme « gestion *du* long terme », consiste à identifier et mener des actions dans le court terme en prévision des évolutions possibles, autrement dit à préparer les sites vis-à-vis des enjeux à long terme. En résumé, il s'agit donc à la fois de chercher

à faire durer les outils de connaissance et de gestion du site, tout en anticipant leur fin.

Une telle démarche nécessite de s'appuyer sur une représentation partagée de l'évolution des sites à moyen et long terme afin d'identifier les enjeux et les leviers d'action. Un premier travail, présenté dans la [section 7.1](#), a donc consisté à construire cette vision, sur la base des analyses techniques des facteurs naturels ou liés à l'action humaine susceptibles de modifier leur fonctionnement.

Cette représentation est nécessaire pour développer une évaluation des situations à long terme. La [section 7.2](#) rassemble les réflexions menées par le GEP dans ce domaine. On y discute le cadre d'analyse actuel du long terme et la succession de différentes phases dans la gestion et dans l'évolution des sites, ainsi que les évaluations menées sur les impacts à long terme et les compléments qui pourraient leur être apportés.

Enfin, l'objectif de telles évaluations doit être d'identifier les situations pour lesquelles il existe, à l'issue de la démarche développée au chapitre précédent, un enjeu identifié à moyen et long terme et les facteurs qui le déterminent. La [section 7.3](#) discute les options envisageables pour agir dans le court terme afin d'éviter, ou au moins de réduire ces enjeux, en tenant compte de la conception actuelle des dispositifs de protection existants et des différents leviers d'action mobilisables.

7.1. L'évolution des sites

La gestion à court terme des sites s'appuie sur une identification et un contrôle des éléments les plus sensibles du système que constitue chaque site par rapport à ses impacts potentiels. D'une manière générale, les éléments ainsi identifiés sont également les plus sensibles vis-à-vis du long terme. L'introduction du facteur temps peut toutefois conduire à des évolutions positives, ou au contraire faire apparaître, sous l'effet des processus naturels ou sous la menace de l'action humaine, de nouveaux éléments de fragilité.

La phase d'auscultation de la démarche de surveillance évoquée au chapitre précédent a pour but premier de caractériser le fonctionnement des systèmes actuels dans une logique de croisement des objets sources de danger et des phénomènes redoutés, afin d'optimiser la surveillance opérationnelle. En complément, cette auscultation doit fournir les

éléments pour construire les scénarios d'évolution du fonctionnement des objets. Cette préoccupation d'évolution est naturellement motivée par le fait que les différentes sources de danger continueront à potentiellement exister à long terme et même à très long terme dans la mesure où les éléments chimiques ne disparaissent pas, et où la période radioactive de la plupart des radionucléides est trop grande pour espérer un effet atténuateur significatif du mécanisme de décroissance radioactive.

D'une manière générale, un objet source de danger, tel que défini dans ce rapport (section 3.1), peut évoluer du point de vue de la nature de la source de polluants potentiels d'une part, et du point de vue de ses capacités à retenir, ou confiner ces polluants d'autre part. Il faut distinguer ces deux aspects.

Considérant le premier point, nous avons vu que les toxiques chimiques ou radiologiques peuvent être considérés comme pérennes. La nature de la source polluante peut toutefois évoluer soit parce qu'elle subit une transformation minéralogique qui favorise ou au contraire limite le relargage de toxiques, soit parce que la source elle-même s'épuise sous l'effet des flux relargués.

Considérant le second point, une modification des propriétés qui limitent les transferts à l'environnement et/ou les expositions peut être envisagée. Celle-ci peut provenir d'un endommagement de barrières (perte d'intégrité de la couverture par exemple), d'une modification des circuits de l'eau ou d'un changement de l'environnement géochimique (assèchement, inondation, variation de la température...), ou encore d'une évolution de la configuration du site ou de ses usages.

Ces différents facteurs peuvent avoir une origine naturelle ou anthropique. Certains peuvent se manifester par une évolution lente, d'autres par des événements plus brutaux. Le système que constituent sur un site les objets sources de danger et les dispositifs de protection est dans tous les cas soumis à des transformations qu'il convient d'analyser pour guider par la suite les actions de maîtrise des impacts à long terme.

On s'attache dans cette section à proposer dans un premier temps une analyse des différents facteurs gouvernant l'évolution naturelle du système et son altération éventuelle par des processus naturels ou sous l'influence humaine. On cherche ensuite à distinguer sur cette base, dans une approche générique, les principales phases d'évolution des systèmes concernés. Cette approche est notamment discutée dans le cas important des stockages de résidus, en lien avec les réflexions développées par le GEP à partir de la vision du long terme préconisée dans la doctrine DPPR.

7.1.1. La phénoménologie des systèmes

La première étape d'une analyse du comportement des systèmes actuels dans la durée est l'étude de leur évolution naturelle, indépendamment de perturbations extérieures. Ainsi, les différents objets facteurs de risque identifiés sur les sites, et les phénomènes redoutés ont des caractéristiques et des interactions propres dont il est nécessaire de comprendre l'évolution.

Cette compréhension sert en premier lieu à déterminer l'évolution des conditions de transfert à l'environnement, qui dimensionne à son tour la possibilité d'alléger, ou au contraire la nécessité de maintenir voire renforcer certains dispositifs aux cours du temps.

● Le nécessaire développement d'outils de modélisation

Parmi les phénomènes redoutés pouvant impacter l'homme ou l'environnement, l'écoulement des eaux est peut-être celui qui se pose de la manière la plus cruciale sur le long terme, dans le sens où il est susceptible d'exiger une présence active sur le site. Par comparaison, la protection vis-à-vis de l'exposition aux rayonnements ou au radon et vis-à-vis de l'incorporation de matière peut dans certaines conditions être assurée par une couverture adéquate des sources dont il importe alors seulement de surveiller l'intégrité dans le temps. L'effet de l'écoulement d'eau, dont l'impact est évolutif dans le temps, peut être soit direct sur la qualité de l'eau utilisée par les organismes vivants, soit indirect sur la qualité des sédiments qui sont transportés par l'eau : il peut ainsi nécessiter un traitement de l'eau avant rejet mais aussi un curage périodique de sédiments déposés. La question de la période pendant laquelle de telles interventions « actives » (par opposition au caractère « passif » de la surveillance d'une couverture) devront être maintenues est une question cruciale pour les acteurs chargés de la réglementation comme pour les responsables de leur gestion.

La réponse à ce type de question implique la capacité de projeter dans l'avenir de manière qualitative et si possible quantitative le fonctionnement du système, c'est-à-dire de disposer d'outils de modélisation. Celle-ci commence par le développement de modèles explicatifs puis prédictifs, à la fois sur un plan générique et dans le contexte particulier à chaque site d'intérêt. Ce développement fait partie intégrante, dans la démarche conduisant à la surveillance décrite précédemment (section 7.3), de la phase d'auscultation et de démonstration du système.

Un effort d'études et recherches doit être conduit sur cette base pour développer des outils de modélisation. Ce développement requiert l'exploitation approfondie des connaissances disponibles mais également l'acquisition de données expérimentales complémentaires. La modélisation visera au moins deux objectifs. Le premier est d'utiliser l'outil de calcul pour évaluer la sensibilité du fonctionnement du sys-

tème aux paramètres identifiés. Le second objectif est de se projeter dans l'avenir et de développer une capacité prédictive sur l'évolution des systèmes dans le temps. Ceci suppose deux choses : d'une part que l'on soit capable d'imaginer les scénarios au sein desquels les systèmes évolueront et d'autre part, que la phénoménologie et la sélection de paramètres des modèles construits pendant la phase de caractérisation soient adaptées à ces scénarios.

● La phénoménologie des écoulements d'eau

La phénoménologie de l'écoulement de l'eau relève de l'hydrogéologie et de l'hydro-géochimie. Les connaissances actuelles permettent de proposer des modèles explicatifs basés, les premiers sur les lois de l'écoulement dans les roches, les seconds sur la thermodynamique et la cinétique chimique. L'usage de tels modèles est utile, voire indispensable, pour d'abord caractériser le fonctionnement actuel du système ; cette première approche de caractérisation permet de s'assurer que l'on a bien pris en compte les mécanismes responsables de l'état du système et que l'on en a bien cerné les paramètres. Cette démarche de modélisation doit également accompagner la phase d'auscultation préalable à la phase de surveillance opérationnelle.

On peut à ce stade étudier l'influence de la variation des proportions des mélanges de différents pôles géochimiques d'eau et tester l'intérêt de procéder à un aménagement (mise en place d'une couverture, modification du niveau d'ennoyage, performance du traitement de l'eau). Une telle approche a, par exemple, été menée à Bellezane (voir fiche en [annexe](#)) et a abouti à conclure que la pose d'une couverture étanche sur les résidus n'aurait pas d'influence notable sur la qualité des eaux de débordement du réservoir minier. C'est également à ce stade de la modélisation que l'on acquiert des informations sur le comportement à long terme des effluents, en accumulant des chroniques sur les variables d'état du système. Ainsi, la confrontation des résultats des modèles avec les chroniques observées au cours de la phase d'auscultation des systèmes doit permettre une première approche de la cinétique de la variabilité au cours du temps des flux et des concentrations, qui constitue la seule méthodologie disponible pour une évaluation du comportement à long terme.

Il convient de noter que la tâche de caractérisation et de modélisation du système actuel peut être très délicate et relever encore du domaine de la recherche. Un tel exemple a été rencontré au cours des travaux du GEP à propos de l'impact des rejets de la station d'Augères sur le ruisseau du Ritord et sur la qualité des sédiments dans la retenue de Saint-Pardoux. Les mécanismes physico-chimiques qui conduisent au dépôt de sédiments anormalement chargés en uranium à l'entrée du lac n'ont pas encore été clairement identifiés. Il en résulte que les aménagements apportés au traitement des eaux en amont se sont conclus par un échec et qu'il n'est toujours pas possible actuellement de relier ni les concentrations, ni les flux du rejet à la teneur

des sédiments en aval. Ceci empêche de prendre des dispositions techniques et réglementaires efficaces pour le court terme et *a fortiori* pour le long terme. Il importe donc de rester humble vis-à-vis de notre capacité à comprendre le fonctionnement des systèmes et d'admettre la nécessité de mener des actions de recherche. C'est le sens des recommandations formulées notamment aux sections 3.1.5. et 6.1.3.

Pour ce qui concerne l'évolution à long terme de la qualité des eaux, dans le cadre d'un scénario de référence où l'on considère que la situation hydraulique et l'environnement géochimique restent inchangés, le facteur principal d'évolution est l'épuisement des phases réactives porteuses des éléments polluants, ou plus exactement la disparition des possibilités d'accès de l'eau à ces phases réactives. En effet, lorsque l'on observe l'évolution de la qualité des eaux issues d'un réservoir minier on constate qu'elle s'améliore d'abord assez rapidement (quelques mois à quelques années) ; cette phase correspond à l'établissement d'un régime stabilisé hydraulique et au rinçage du réservoir, le premier remplissage effectué en conditions oxydantes ayant en général conduit à une eau très polluée.

D'après l'expérience acquise sur différentes mines métalliques, on considère qu'un plateau de concentration est atteint après un rinçage équivalent à huit fois environ le volume résiduel des vides ennoyés. La durée nécessaire pour atteindre ce plateau, en l'absence de modification extérieure des conditions d'écoulement, est alors fonction du rapport entre ce volume et le débit circulant (par exemple, quarante ans si le débit assure un renouvellement du volume en cinq ans). Il s'ensuit, dans un second temps, une phase où les concentrations décroissent plus lentement ; cette phase correspond à la consommation des phases minérales réactives facilement accessibles à l'eau.

La cinétique de ce phénomène est très délicate à quantifier car les mécanismes sont complexes. Plusieurs modes d'approche sont envisageables sur le plan opérationnel, comme le montrent des exemples tirés d'une mine d'uranium et d'une mine de zinc (voir [encadré](#)).

Dans le cas où le signal paraît devoir évoluer sur une période de temps raisonnable, il est possible de prolonger la phase d'auscultation et d'observer le système pendant suffisamment longtemps pour construire et ajuster des relations empiriques de tarissement de la source. On peut alors tenter une modélisation cinétique du système pour représenter la décroissance des concentrations dans les eaux. Toutefois, l'incertitude demeure sur la valeur de l'asymptote, c'est-à-dire le niveau de concentration autour duquel la qualité de l'eau se stabilisera en l'absence d'influence externe.

Un autre cas, favorable pour la modélisation prédictive, est celui où l'équilibre thermodynamique des phases minérales réactives conduit à des concentrations jugées suffisamment faibles pour ne pas nécessiter de traitement.

Exemples d'évolution des eaux

Pour illustrer cette approche de l'évolution à long terme des objets, nous prendrons deux exemples, l'un à propos de la mine d'uranium de Bertholène dans l'Aveyron dont l'exploitation a cessé en 1993, l'autre à propos de la mine de plomb-zinc de Largentière dans l'Ardèche dont l'activité s'est arrêtée en 1982.

Exemple de la verse à stériles et résidus de la mine d'uranium de Bertholène (Aveyron)

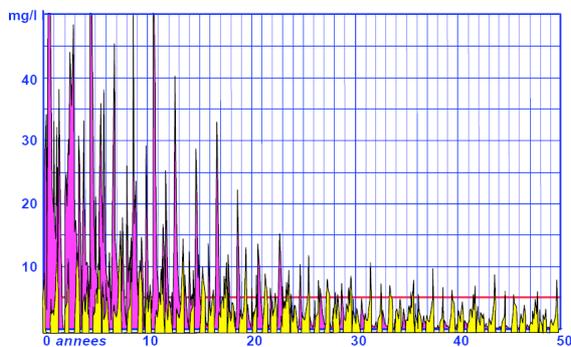
Sur cet objet trois années de suivi hydraulique et chimique de l'effluent en pied de verse ont permis de calibrer un modèle thermodynamique de dissolution de l'uranium et de métaux comme le fer, l'aluminium et le manganèse et de déterminer des lois empiriques de vieillissement du stock réactif. Une évaluation de la durée de vie du stock était donc possible connaissant les quantités en place et les flux d'eau circulant.

La modélisation hydraulique et chimique a permis de comparer deux scénarios, le premier consistant à laisser évoluer le stock dans sa configuration actuelle sans protection vis-à-vis des infiltrations d'eau, le second à placer une couverture sur le stock de façon à réduire les apports directs d'eau par infiltration des précipitations.

Les conclusions de la modélisation ont été que dans le premier cas le stock métallique décroîtrait rapidement avec des concentrations élevées, justifiant pendant les cinq premières années un traitement pour la récupération de l'uranium par rapport à une limite en vigueur à l'époque de 5 mg/l ; les concentrations passeraient ensuite, dans ce même scénario, sous cette limite. À l'inverse, dans le second cas les effluents se maintiendraient pendant plus de cinquante ans avec de faibles flux, mais des concentrations hors normes pendant les années humides (figure 23).

L'exploitant a choisi dans cet exemple la première solution dont l'observation a fourni par la suite des données com-

Figure 23. Modélisation sur 50 ans de la concentration en uranium à l'exutoire de la verse à résidus de Bertholène (Aveyron)



Mauve : scénario en l'absence de couverture, jaune : scénario en présence d'une couverture.

Source : Ecole des Mines

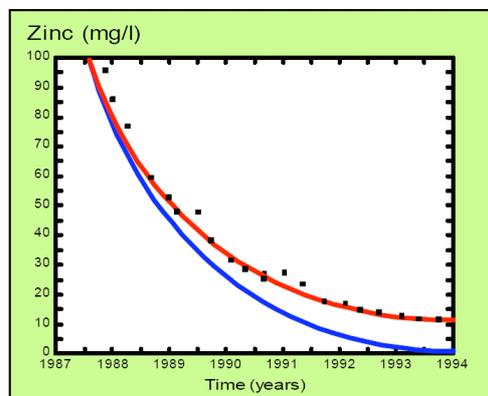
plémentaires pour conforter le modèle. Notons que cette approche cinétique a été possible dans le cas de la verse de Bertholène, à cause de la petite taille de l'objet et parce qu'il s'agissait d'une verse où les matériaux réactifs sont fragmentés et induisent ainsi une cinétique de lixiviation relativement rapide. Il est important de noter également qu'une telle situation, où le choix d'une option de gestion repose sur la référence à une limite réglementaire, doit intégrer une réflexion sur l'évolution possible de cette limite.

Exemple du débordement de la mine de Largentière

Sur cette mine, sept années de suivi de la qualité des eaux à l'exutoire ont permis d'observer une décroissance de la concentration en zinc dissous depuis environ 100 mg/l jusqu'à 10 mg/l (Combes et al., 1996). Les travaux miniers sont ici alimentés presque exclusivement par des eaux d'origine superficielle, dépourvues de zinc.

Le calcul de la décroissance de la concentration basé uniquement sur un rinçage des vides miniers conduit à la courbe bleue, qui représente mal les phénomènes à long terme. Le calcul faisant au contraire intervenir la thermodynamique chimique indique une concentration finale de 8,5 mg/l de zinc en solution résultant de la dissolution à l'équilibre du sulfure de zinc (sphalérite) dans le flux d'eau oxygénée d'origine superficielle balayant la mine (figure 24). Cette modélisation plus complète permet alors de reproduire beaucoup mieux la décroissance observée ; elle permet également de prédire que l'on peut s'attendre à obtenir à long terme un plateau aux alentours de 8 mg/l en zinc à l'exutoire qui perdurera tant qu'il restera du sulfure de zinc en contact avec l'eau et que les conditions de circulation de l'eau à l'intérieur de la mine ne seront pas modifiées.

Figure 24. Évolution observée et modélisée des concentrations en zinc à l'exutoire des anciens travaux de Largentière (Ardèche)



Bleu : hypothèse d'un rinçage simple ; Rouge : modèle thermodynamique tenant compte d'une mise en solution du zinc par les eaux traversant les TMS.

Source : Ecole des Mines

On peut alors s'affranchir de la connaissance de la cinétique de décroissance à la source et se placer dans l'hypothèse majorante où la source perdurerait indéfiniment. Le modèle est utile dans ce cas pour tester des scénarios évolutifs de mélange des pôles géochimiques d'eau mais on perd la possibilité de calibrer dans le temps l'apparition des conditions de fonctionnement représentatives de ces scénarios.

● Autres phénomènes à modéliser

Outre les mécanismes concernant la chimie des eaux, un autre facteur important, d'ailleurs également lié à la problématique de l'eau, résulte de l'évolution possible des phases porteuses des polluants. Nous avons mentionné ci-dessus un des aspects de cette évolution dû à la disparition des toxiques sous l'effet de la lixiviation par les eaux. Mais d'autres mécanismes sont possibles et concernent par exemple les stocks de résidus de traitement.

Sur le plan mécanique, on constate que les résidus après leur mise en place subissent une compaction sous l'effet du poids des matériaux qui les recouvrent, qui produit une expulsion d'une partie de l'eau interstitielle et une forte réduction de la porosité. Cette compaction s'effectue assez rapidement et semble ne plus évoluer après quelques années. Il en résulte que le stock de résidus constitue à terme un milieu très peu perméable (c'est-à-dire d'une perméabilité comprise entre 10^{-8} et 10^{-9} m/s) qui limite fortement la circulation de l'eau en son sein. Ainsi, les résidus assurent en quelque sorte leur propre confinement hydraulique.

On peut cependant noter que cette propriété est fragile. Tout remaniement sous une sollicitation naturelle ou artificielle des résidus, telle qu'une rupture de digue ou le creusement d'une excavation, pourrait décompacter le stock et raviver la circulation de l'eau interstitielle. En l'absence d'événements particuliers de ce type, certaines évolutions naturelles restent susceptibles de produire un effet de décompaction des résidus, comme le glissement d'une digue ou le fluage vers les travaux miniers profonds (dans le cas où le stockage est, comme à Bellezane, établi au-dessus de TMS). Ces phénomènes doivent être caractérisés, et leur rôle potentiel sur le niveau de perméabilité des résidus doit être intégré à la modélisation.

Sur le plan géochimique on constate que le milieu au sein des résidus évolue rapidement vers un état réduit, et que l'eau interstitielle se met en équilibre thermodynamique avec des phases minérales primaires et secondaires dépendant des réactifs mis en œuvre au cours du traitement et des conditions géochimiques régnant dans le stockage.

Dans le cas de l'uranium, les minéraux d'uranium IV (forme réduite) sont moins solubles que les formes oxydantes d'uranium VI, si bien que le confinement géochimique de l'uranium se trouve augmenté. Le comportement géochimique du radium, en revanche, n'est pas directement influencé par les conditions d'oxydo-réduction, et ce sont plutôt des mécanismes de coprécipitation et d'adsorption sur les

sulfates secondaires qui entrent en ligne de compte. La mobilité du radium est alors liée à la stabilité des sulfates qui est assez médiocre lorsqu'il s'agit de sulfate de calcium, comme c'est le cas dans les résidus.

La modélisation géochimique permet d'apporter des réponses à ces questions en déterminant les équilibres chimiques en phases minérales et eau interstitielle et en évaluant la stabilité des minéraux primaires et secondaires en fonction de l'évolution de l'environnement géochimique ; elle constitue donc un outil intéressant de simulation du comportement des résidus vis-à-vis du relargage de polluants. Une telle modélisation a été mise en œuvre sur le stockage de Bellezane où des prélèvements d'eau et de matières ont été réalisés au sein du stockage.

En conclusion, le GEP souligne la nécessité d'efforts d'études et recherches pour développer, à travers l'auscultation et la surveillance des sites et la modélisation, une capacité prédictive sur les principaux phénomènes gouvernant l'évolution naturelle à long terme des matières et de leur transfert vers l'environnement des sites.

Le GEP recommande en priorité que des modélisations hydrologiques et hydrochimiques soient entreprises pour cerner la phénoménologie des mécanismes régissant la qualité de l'eau à l'exutoire des objets facteurs de risque, notamment les travaux miniers souterrains et les stockages de résidus. Ces modèles, dont les résultats devront être confrontés avec les chroniques observées au cours de la phase d'auscultation, constituent un outil méthodologique indispensable pour prévoir la variabilité au cours du temps des flux et des concentrations des eaux, point clé pour une évaluation du comportement à long terme.

Dans le cas particulier des stockages de résidus, le GEP recommande que les modélisations hydrochimiques prennent en compte les interactions entre phases solides et phases fluides et qu'un effort soit fait pour mieux caractériser les minéraux primaires et secondaires présents au sein de résidus présentant des âges différents, afin de pouvoir proposer des modèles de vieillissement à long terme de ces résidus.

Enfin, le GEP note le rôle important joué par la très faible perméabilité des résidus eux-mêmes pour limiter les flux d'eau polluée susceptibles d'être émis par les stockages. Il recommande en conséquence d'étudier sur les sites concernés les causes possibles d'une décompaction naturelle des résidus et ses conséquences sur les flux.

7.1.2. Les aléas naturels causes d'évolution

Les anciens sites miniers d'uranium, quelques soient les dispositifs mis en place ou non au terme d'un réaménagement, vont interagir avec l'environnement. Les systèmes en place sont ainsi susceptibles d'évoluer même en l'absence de toute perturbation. Des processus géodynamiques externes mettant en jeu des phénomènes naturels, physico-chimiques d'une part (évolution des matériaux) et mécaniques d'autre part (érosion, affaissement, glissement...), vont influencer sur le long terme les objets facteurs de risque et les mécanismes de transfert qui les affectent.

● Phénomènes physico-chimies

Sur le plan physico-chimique, le principal phénomène affectant les sources de polluant est l'altération des matériaux constitutifs sous l'effet de la circulation de l'eau et de l'air. Ce mécanisme a pour effet général de réduire à terme les flux polluants, soit par disparition progressive de la matière réactive susceptible d'engendrer les pollutions, soit par transformation minéralogique conduisant à des espèces minérales moins réactives en équilibre avec les conditions géochimiques locales.

Ce processus est tout à fait naturel et c'est sous son influence que se sont établies au fil des temps les conditions hydrogéologiques et hydrochimiques locales qui confèrent au milieu environnant son bruit de fond géochimique. Le flux polluant émis par une source peut ainsi être vu comme la manifestation transitoire d'un lent retour vers un équilibre géochimique qui a été perturbé par l'activité minière - laquelle avait en premier lieu déplacé des matières depuis des conditions de gisement à l'équilibre vers des conditions de non-équilibre.

Ce phénomène se manifestera aussi bien sur les matériaux rocheux déplacés tels que les stériles miniers que sur les matériaux ayant subi des traitements chimiques comme les résidus. Les facteurs influant l'altération supergène sont la présence d'eau, la présence d'air créant des conditions oxydantes et la présence de minéraux fortement réactifs comme la pyrite (sulfure de fer) capables de renforcer lorsqu'ils sont altérés, la dissolution des métaux par génération d'acidité. La température est également un facteur accélérant l'altération vraisemblablement par le biais de l'activité microbienne qui catalyse les réactions.

Il est relativement aisé, à partir d'études minéralogiques et chimiques, de prévoir quelle sera la situation d'équilibre final, mais beaucoup plus difficile d'appréhender la durée ou le rythme du phénomène (sa cinétique), qui sont fonction de nombreux facteurs. La cinétique est en effet pilotée d'une part par la cinétique propre d'altérabilité des minéraux qui est variable (rapide, c'est-à-dire en années, pour les sulfures ou les carbonates, mais beaucoup plus lente, de l'ordre de plusieurs centaines d'années, pour les silicates) et d'autre

part, par les flux d'eau et d'air circulant au sein des matériaux, qui dépend de conditions extérieures.

Ainsi des verses à stériles constituées de matériaux grossiers et soumises aux intempéries pourront voir disparaître leur réactivité en quelques années pour les moins importantes d'entre elles : à conditions extérieures inchangées, la libération de matières par la verse sera diminuée. À l'inverse, les résidus de traitement constitués de matériaux fins très peu perméables seront difficilement parcourus par l'eau et pourront conserver le même potentiel de libération de polluants pendant beaucoup plus longtemps.

La réflexion à long terme débouche ainsi, pour ce qui concerne ce mécanisme d'altération, sur une forme de paradoxe, ou plus exactement de conflit entre le court terme et le long terme. Un plus grand confinement des matériaux réduit les transferts actuels des matériaux vers l'environnement. Il retarde en revanche le processus d'altération et maintient donc plus longtemps la capacité des matériaux confinés à libérer des substances polluantes vers l'environnement ; il conduit donc à un risque de transferts plus importants à long terme en cas de diminution du niveau de confinement.

On peut également souligner, pour les projections à long terme, l'importance des conditions d'équilibre. Si on peut considérer qu'à conditions extérieures inchangées, la libération de matières tend grâce au processus d'altération à diminuer, des modifications des flux d'eau, d'air et des températures peuvent au contraire introduire de nouvelles perturbations conduisant, dans certains cas, à une augmentation du potentiel de libération.

● Phénomènes mécaniques

Sur le plan mécanique les effets à long terme concernent surtout les phénomènes érosifs qui peuvent compromettre l'intégrité des dispositifs de protection ou modifier les circuits des transferts des sources polluantes vers l'environnement.

Sur le court et moyen terme, le savoir-faire technique permet de concevoir des ouvrages de surface ayant une stabilité durable, capable de résister à l'érosion des eaux ou aux secousses sismiques. Sur le très long terme, ces ouvrages n'échapperont cependant pas à l'évolution dynamique des paysages comme toute autre structure à la surface du globe. Il faut également prendre en compte un aléa dû à l'instabilité mécanique des travaux miniers souterrains.

Le contexte de l'exploitation dans le Limousin met à l'abri d'instabilité pouvant causer des nuisances importantes en surface mais pas d'effondrements en profondeur qui pourraient modifier le parcours des eaux dans les vides miniers et par voie de conséquence les points d'émergence en surface et leur débit. C'est pour cette raison que le GEP a recommandé que les niveaux d'eau dans les travaux miniers soient inclus dans le dispositif de surveillance.

Le GEP considère que des processus naturels vont faire évoluer de façon favorable ou défavorable les objets sources de danger vis-à-vis des conséquences sur les phénomènes redoutés. Il importe donc de recenser ces processus naturels et de les évaluer en fonction des caractéristiques spécifiques des sites et des enjeux locaux afin d'établir les scénarios associés de transfert à l'environnement à long terme.

7.1.3. Les perturbations naturelles et anthropiques

L'analyse des processus physico-chimiques et mécaniques d'évolution à long terme débouche sur deux constats importants. D'une part, l'absence de confinement au sens strict conduit à ce que les matières stockées sur les sites sont en interaction avec le milieu, et donc directement sensibles à des modifications des conditions de cette interaction. D'autre part, les dispositifs en place, notamment pour la maîtrise des flux d'eau ou la prévention de la dispersion des matières, apparaissent relativement vulnérables aux perturbations extérieures, qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique.

● Perturbations d'origine naturelle

Les phénomènes naturels susceptibles de perturber significativement le fonctionnement des sites sont potentiellement nombreux, qu'il s'agisse d'événements particuliers ou d'évolutions plus progressives.

Un premier ensemble comprend les phénomènes pouvant affecter les sols ou les sous-sols. Outre les phénomènes lents d'érosion, ce volet concerne principalement les événements sismiques. Deux réflexions doivent être intégrées pour couvrir cet aspect :

- la première porte sur la caractérisation de l'activité sismique. Des méthodes et des règles précises d'évaluation du risque sismique existent dans d'autres domaines et s'appliquent par exemple à l'évaluation de la conception de sites de stockage de déchets radioactifs. Ces méthodes paraissent applicables au cas des anciens sites miniers. Il reste néanmoins à préciser les règles permettant de dimensionner l'aléa sismique retenu pour l'évaluation de la robustesse des dispositifs à long terme ;
- la seconde porte sur les conséquences d'événements sismiques éventuels. Le GEP n'a pas approfondi cette question, mais souligne que l'évaluation de ces conséquences doit porter sur l'ensemble des composants du système. Il ne s'agit pas seulement de vérifier la tenue des ouvrages les plus sensibles, tels que les digues, mais également d'évaluer, en fonction des spécificités de fonctionnement de chaque site, les conséquences potentielles sur les écoulements d'eau et les circulations de gaz (fracturation, obstruction de certains passages, etc.) pouvant modifier les transferts à l'environnement.

En complément, des événements d'origine non sismique doivent être pris en compte : comme signalé plus haut, des phénomènes de rupture de digue ou d'effondrements d'ouvrages souterrains doivent être envisagés sur les sites où ces dispositifs sont présents. De tels phénomènes peuvent avoir des conséquences sur l'équilibre du système et entraîner, par divers mécanismes à évaluer au cas par cas, des modifications potentiellement significatives des transferts à l'environnement.

Un deuxième ensemble porte sur les évolutions du système hydrologique. Cet aspect doit être pris en compte avec une vision large. En effet la maîtrise des impacts des sites, qui repose sur le contrôle de leur interaction avec le système hydrologique, peut être sensible à toute modification de ce système en amont, sur le site ou en aval. Une modification des écoulements en amont d'un site, par exemple, peut altérer le système passif de collecte des eaux. Un changement du niveau d'eau dans le sous-sol du site peut ralentir ou accélérer les processus de dissolution des substances polluantes par les eaux. Une modification en aval peut entraîner l'apparition de zones de réaccumulation dans les sédiments.

Il convient donc de considérer l'ensemble des phénomènes pouvant conduire à de tels changements. Ceci concerne en premier lieu des phénomènes brutaux, tels que des inondations lorsque la configuration des sites rend ce type d'événement possible. Il faut toutefois également prendre en compte des évolutions lentes, notamment liées à l'impact éventuel du changement climatique sur les niveaux de précipitation. Comme pour le risque sismique, les règles précisant le dimensionnement des phénomènes pris en compte pour l'évaluation de la tenue des systèmes à long terme méritent d'être précisées.

Un dernier ensemble à considérer concerne les évolutions de la faune et de la flore. De telles évolutions peuvent notamment être envisagées en lien avec l'évolution des activités humaines sur le site, par exemple l'apparition de nouvelles espèces animales avec l'arrêt de la surveillance, ou encore une évolution du couvert végétal après l'arrêt de l'entretien de la végétation des couvertures. Elles peuvent également, à plus long terme, être associées à des évolutions naturelles comme l'évolution du climat.

Ces changements peuvent avoir des conséquences sur le fonctionnement des systèmes. Le développement d'arbres à racines profondes, par exemple, peut dans certaines conditions altérer la qualité d'une couverture, de même que la prolifération d'animaux fouisseurs. Les changements de couvert végétal peuvent également influencer les conditions de ruissellement des eaux météoriques, et avec elles les conditions d'érosion. Enfin, certains animaux ont par leur comportement une influence directe sur des éléments particuliers : l'implantation de castors sur un site, par exemple, est susceptible de perturber fortement les conditions de collecte et d'écoulement des eaux. De telles modifications

peuvent également avoir des conséquences lorsqu'elles se produisent en amont ou en aval du site.

● Perturbations d'origine anthropique

À ces nombreuses perturbations d'origine naturelle peuvent s'ajouter des perturbations introduites par l'activité humaine. Celle-ci peut être à l'origine d'évolutions dans l'impact des sites miniers, sous deux aspects :

- une modification directe ou indirecte du fonctionnement des sites,
- une modification de l'usage des sites ou des éléments placés sous l'influence de ces sites (eau, sédiments, matériaux...).

Outre qu'elle peut influencer sur l'évolution de la faune et de la flore, l'activité humaine peut globalement perturber le fonctionnement du site, comme les aléas naturels, du point de vue mécanique et du point de vue hydrologique.

Les perturbations agissant directement sur un site reposent sur une hypothèse d'oubli de l'existence du site, ou au moins de négligence vis-à-vis de son existence et des restrictions qui y sont attachées. Il faut toutefois également envisager la possibilité d'actes de malveillance. Les perturbations indirectes, touchant aux conséquences sur le site ou sur les transferts à l'environnement de modifications hors du site, sont plus probables dans des conditions d'oubli, mais peuvent également intervenir, malgré la connaissance du site, par ignorance du lien indirect entre l'action et le fonctionnement du site.

Le premier aspect concerne principalement le cas où des restrictions d'accès ou d'usage ont été prises pour la gestion des enjeux et où ces servitudes ont été « oubliées ». Les scénarios les plus importants sont la réutilisation des sites pour la construction d'habitations ou de bâtiments industriels, le remaniement des sites (stockages verses) pour la création d'infrastructures par exemple.

D'autres scénarios sont plus difficiles à préciser ; ils concernent les modifications d'usage hors site : modification de l'usage de matériaux en provenance du site pour la construction de bâtiments, modification de l'usage des zones humides ou des terres de berge, modification de l'usage de l'eau.

La question des usages de l'eau apparaît particulièrement importante compte tenu du rôle de l'eau dans le fonctionnement du système.

L'activité humaine peut également perturber le fonctionnement du site en agissant sur les circulations d'eau en amont, au niveau du site ou en aval. Différents scénarios sont envisageables tels que

- en amont : détournement des arrivées d'eau vers le site d'où un effet sur les dilutions, voire sur l'hydrogéologie (niveau d'eau dans le site) ;
- au niveau du site : modification des émergences avec modification des niveaux d'eau vers le haut (fermeture

d'émergence actuelle) ou vers le bas (création de nouvelle émergence). La modification du niveau d'eau peut être également obtenue par pompage de l'eau contenue dans les TMS ;

- en aval : création de retenues qui modifient la sédimentation ou autre modification hydrographique pouvant modifier le niveau d'eau dans le site.

La pertinence de tel ou tel scénario doit être envisagée par rapport aux conditions du site et à son insertion dans son environnement.

7.2. Evaluation des situations à long terme

La manière d'évaluer et de maîtriser l'évolution à long terme des sites miniers a été l'objet d'une réflexion spécifique avec l'arrêt progressif de l'exploitation dans plusieurs régions, à partir du milieu des années 1980. Menée à l'instigation du ministère en charge de l'environnement, et plus particulièrement de la DPPR (devenu depuis DGPR), cette réflexion s'est jusque là principalement focalisée sur le cas des stockages de résidus de traitement. Les orientations retenues ont été intégrées dans un document de doctrine diffusé en 1999 sous la forme d'une circulaire aux préfets⁸³. Ce document, complété par un guide méthodologique établi par l'IRSN et diffusé en 2000, constitue le cadre actuellement en vigueur pour aborder la question du long terme et en particulier évaluer l'impact radiologique. Au travers de ses travaux, le GEP a pu confronter ce cadre d'analyse général avec sa propre compréhension de l'évolution des sites miniers. Ce double éclairage fait l'objet des deux premières sections du présent chapitre.

La démarche préconisée dans la doctrine DPPR en matière d'évaluation d'impact a récemment donné lieu à une mise en application concrète et généralisée à l'ensemble des sites, dans le cadre du déploiement du plan national de gestion des matières et déchets radioactifs (PNGMDR) instauré par la loi de 2006. Dans le cadre de ses discussions, le GEP a eu connaissance des résultats produits par Areva NC, de leur évaluation par l'IRSN et de l'avis dont ils ont fait l'objet de la part de l'ASN. Ces éléments sont brièvement rappelés et commentés dans le présent chapitre. Ils n'ont toutefois pas pu faire l'objet d'une analyse approfondie compte-tenu de leur disponibilité assez tardive dans le processus de finalisation des travaux du GEP.

⁸³ Circulaire DPPR du 7 mai 1999 relative à la doctrine en matière de réaménagement des stockages de résidus de traitement de minerais d'uranium.

7.2.1. Cadre d'analyse actuel

La doctrine DPPR de 1999 fixe des principes applicables au réaménagement des stockages de résidus de traitement. Ces principes recouvrent des enjeux liés aussi bien au court et moyen termes qu'au long terme. Ils soulignent en particulier : la nécessité de ne pas négliger les risques potentiels associés à la tenue des digues, la nécessité de maîtriser les changements d'utilisation des terrains par le biais de servitudes ou la nécessité de garantir l'efficacité du dispositif de stockage sur une période de 300 ans en évolution normale.

De manière plus spécifique, la doctrine DPPR distingue trois phases de vie successives pour décrire l'évolution des stockages de résidus après leur fermeture :

- la **surveillance « active »**, correspond à la période pendant laquelle l'entretien régulier du stockage est maintenu. Cet entretien consiste en particulier, en la surveillance et à la maintenance des dispositifs ouvragés (permettant de remédier en particulier aux éventuels désordres qui seraient observés) et au maintien en exploitation des installations de traitement des eaux. Le respect des restrictions d'usage instaurées sur et autour du site est considéré comme acquis. La phase de surveillance « active » se poursuit a minima aussi longtemps qu'il est nécessaire de maintenir les stations de traitement des eaux en activité. Telle que définie par la doctrine de 1999, la fin de cette phase peut constituer un moment propice pour opérer le transfert de responsabilité de l'exploitant vers l'administration ;
- la **surveillance « passive »**, ou veille, est marquée par l'abandon des interventions d'entretien, de la maintenance des moyens de contrôle et de traitement. La vérification du respect des servitudes d'usage liées aux terrains est supposée se poursuivre, garantissant ainsi l'intégrité des dispositifs de stockage tout au long de cette phase, dès lors que ceux-ci ont bien été conçus pour résister aux agressions d'origine naturelle sur les durées correspondantes ;
- la **surveillance « non garantie »** résulte de l'abandon progressif de la vigilance. Celui-ci conduit graduellement à l'oubli de l'existence même du stockage et à une défaillance des dispositions censées garantir les restrictions d'usage. En l'absence d'actions correctrices, cette situation rend possible une remise en cause de l'intégrité du stockage du fait d'interventions humaines.

À partir de la distinction précédente en trois phases de vie, la doctrine préconise de mener l'évaluation des impacts radiologiques à long-terme en considérant, d'une part, un scénario de référence correspondant à une évolution dite « normale », d'autre part, cinq scénarios sélectionnés de manière à couvrir les principales situations altérées envisageables.

Les scénarios dits altérés sont issus d'un croisement des différentes situations d'intrusion humaine sur le site et des

hypothèses sur l'état des dispositifs de protection en fonction de l'évolution du stockage. La démarche adoptée pour cela repose sur un inventaire systématique des processus et événements pertinents à retenir en fonction de leur origine, de leur probabilité et de leurs effets. Elle consiste dans un second temps à l'identification, la sélection et le regroupement des différents états auxquels la combinaison de ces processus et événements peut conduire, en fonction notamment des conditions d'exposition de populations associées pour finalement d'aboutir à cinq scénarios d'exposition stylisés considérés comme enveloppe des conditions d'exposition envisageables à long terme. Il est à noter que l'analyse adoptée pour identifier ces scénarios reste générique et repose sur une description simplifiée d'un site de stockage selon laquelle seul l'état de la couverture du stockage et des éventuelles digues peut influencer l'évolution du stockage. Elle se distingue en cela de l'analyse détaillée proposée au chapitre 3 et des enseignements spécifiques pouvant découler de l'étude de sites particuliers (les sites de Bellezane et de Bessines par exemple dans le cadre des travaux du GEP).

Au final, les scénarios retenus par la doctrine DPPR pour évaluer l'impact à long terme des stockages sont ainsi :

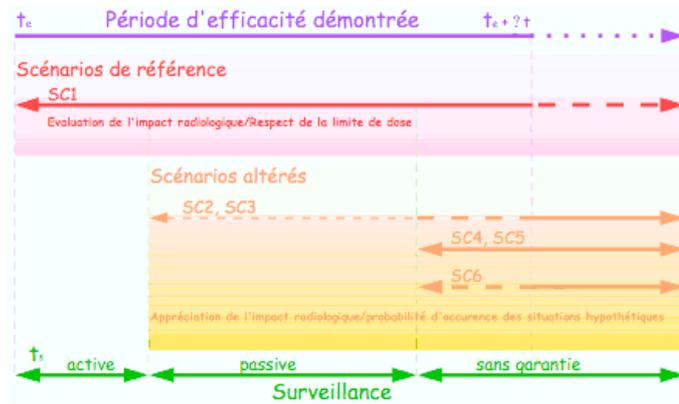
- le scénario de référence dit « scénario d'évolution normale » (SC1) ;
- cinq scénarios altérés, combinant des altérations d'état des dispositifs de protection du stockage et des altérations des conditions d'usage par l'homme des sites :
 - perte de couverture (SC2),
 - perte d'intégrité de la digue (SC3),
 - résidence sur le stockage avec couverture (SC4),
 - chantier de terrassement ou de creusement du stockage (SC5),
 - résidence sur le stockage sans couverture (SC6).

Compte-tenu des hypothèses qui les soutiennent, les scénarios précédents ne sont pas tous à considérer aux mêmes étapes de l'évolution du système. Comme l'illustre la figure 25, deux échelles de temps sont ainsi à prendre en compte pour fixer des bornes temporelles des évaluations. La première renvoie aux trois phases de vie du stockage découlant de l'évolution de la surveillance, définies précédemment ; la seconde s'appuie sur la notion de « période d'efficacité démontrée », qui correspond à la durée pendant laquelle l'efficacité des dispositifs de stockage peut être garantie. Cette période, fixée par la doctrine entre 300 et 1 000 ans, représente l'échelle de temps pendant laquelle les dispositifs physiques de protection - c'est-à-dire essentiellement les digues et les couvertures - sont censés conserver leur intégrité dans des conditions d'évolution naturelles normales. Pendant cette période, la perte d'intégrité de la couverture ou de la digue ne peut donc provenir que d'une intrusion humaine ou d'événements naturels non pris en compte dans le dimensionnement des ouvrages (par exemple des événements climatiques majeurs) ; la fin de cette pé-

Partie III

riode ne signifie pas que l'intégrité sera nécessairement perdue, mais qu'elle doit être envisagée y compris en l'absence d'intrusion ou d'événement naturel particulier.

Figure 25. Articulation des scénarios en fonction du temps dans la doctrine DPPR



En complément de l'identification des scénarios à retenir pour mener les évaluations à long terme, la doctrine DPPR souligne la nécessité de mettre en œuvre un programme d'études destiné à valider le comportement nominal du stockage pendant la période d'efficacité démontrée évoquée précédemment. Ces études visent notamment :

- à vérifier que les propriétés physiques et chimiques des résidus évolueront dans un sens favorable à la stabilité géotechnique et géochimique du stockage,
- à identifier et évaluer les facteurs d'instabilité à long terme des digues,
- à évaluer la capacité du milieu géologique dans lequel est implanté le stockage à limiter le transfert par les eaux souterraines des polluants vers la biosphère,
- à évaluer l'évolution des dispositifs de stockage en fonction des différentes agressions susceptibles de les affecter (notamment l'altération, l'érosion) en vue d'estimer leur dégradation dans le temps et leur perte éventuelle d'efficacité.

La doctrine demande également à ce que l'évolution normale du comportement du stockage, de la circulation des eaux souterraines et de surface, ainsi que du transfert éventuel des radionucléides soit appréciée par l'utilisation de modèles. Elle précise que l'adéquation de ces modèles doit être vérifiée sur la base de l'expérience acquise, c'est-à-dire à partir de la connaissance de l'évolution du système de stockage fournie par les données de surveillance.

Pour le GEP, la formalisation des hypothèses à retenir pour évaluer l'évolution des anciens sites miniers constitue une étape indispensable pour conduire leur gestion à long terme.

Le GEP souligne de ce point de vue la grande utilité de la démarche engagée par la DPPR au travers de la définition

d'une doctrine de réaménagement des stockages de résidus de traitement de minerai d'uranium. Il juge cette doctrine pertinente notamment dans la mesure où elle introduit la possibilité d'une perte de contrôle et de mémoire à long terme et considère les conséquences d'une série d'aléas naturels et d'actions humaines susceptibles de remettre en cause l'intégrité du stockage. Il note également avec satisfaction que la doctrine DPPR définit une démarche pour évaluer l'impact à long terme en soulignant que sa mise en œuvre implique de disposer de connaissances et de modèles adaptés. Ce point est en totale cohérence avec les recommandations énoncées par le GEP tout au long de la partie II.

Le GEP considère toutefois que les bases posées par la doctrine DPPR méritent d'être approfondies de manière à élargir les situations prises en compte au-delà des seuls stockages de résidus et à reconsidérer la représentation des phases d'évolution et la définition des scénarios considérés à partir d'une analyse plus concrète des caractéristiques des sites concernés et du retour d'expérience issue de leur surveillance.

7.2.2. Réflexions sur l'évolution des systèmes

Les interrogations du GEP sur la notion même de « surveillance passive » et sa volonté de ne pas restreindre la réflexion aux seuls stockages de résidus l'ont conduit à reconsidérer la représentation des différentes phases d'évolution des sites proposée par la doctrine DPPR.

Pour cela, le GEP s'est nourri de l'analyse technique des phénomènes d'altération des systèmes de protection et de l'analyse des besoins de maintenance et de surveillance pour tenter de développer une vision moins générique et plus réaliste. Il s'est également appuyé sur la comparaison de l'approche retenue par la doctrine DPPR avec les approches développées pour d'autres types de stockage de déchets radioactifs. Les résultats de ce travail de comparaison sont présentés dans la section 7.3.1 consacrée aux options de conception et de gestion. C'est dans cette même section que sont discutées plus en détail les bornes temporelles utiles pour décrire l'évolution des sites et les intervalles de confiance associés à l'efficacité des dispositifs techniques et sociétaux mis en jeu.

● Une vision globale dans le temps

La projection à long terme de l'évolution des sites peut s'inscrire dans une représentation considérant l'exploitation d'uranium comme une perturbation du milieu naturel se déroulant en plusieurs phases :

- une phase de modification anthropique du milieu liée à la mise en exploitation du site,

- une phase de modification anthropique liée aux mesures de remise en état dans le cadre du réaménagement du site après la fin de l'exploitation,
- une phase d'évolution du site après réaménagement, pendant laquelle les phénomènes naturels d'une part, et les actions de l'homme d'autre part (modifications du système, intrusions, actions correctrices) peuvent engendrer des perturbations du système issu du réaménagement ou au contraire favoriser sa stabilisation.

Cette représentation conduit, dans tous les cas, à un très long terme non précisément quantifiable et à un retour à un état relativement stable du milieu en regard de la modification initiale. Cet état stable demeure toutefois inéluctablement différent de l'état naturel antérieur à la mise en exploitation. Le processus comprend ainsi une part d'irréversibilité.

L'objectif du réaménagement est alors de conduire le système vers un état aussi stable que possible, et présentant une élévation du risque aussi faible que possible par rapport à l'état naturel initial. Il s'agit bien, sur ce dernier point, non pas de réduire l'écart avec l'état naturel initial en soi, mais de construire un système robuste pour réduire les impacts potentiels.

● Évolution des fonctions et dispositifs de gestion des sites

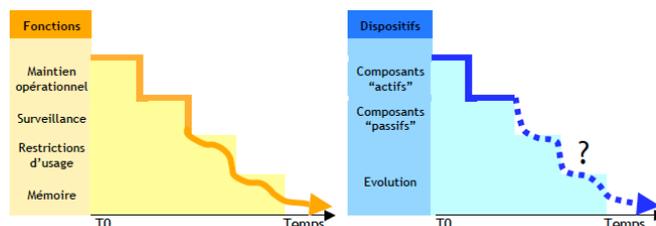
L'évolution des sites est conditionnée par le devenir des différents éléments contribuant à la maîtrise des impacts à court, moyen et long terme. Ces éléments peuvent être répartis en deux grandes catégories :

- les éléments reposant sur l'organisation sociale, qu'il est possible de qualifier de *fonctions* : ils désignent la capacité d'assurer une gestion opérationnelle du site (entretien des dispositifs de protection, mise en œuvre de dispositifs de traitement, actions préventives et correctrices...), une surveillance, des restrictions d'usage ou encore une mémoire du site,
- les éléments reposant sur des *dispositifs* de nature physique, qui peuvent eux-mêmes être classés selon le degré d'intervention humaine nécessaire à leur efficacité, depuis la gestion d'une station de traitement des eaux, ou dans une moindre mesure l'entretien de la végétation des couvertures, jusque dans l'idéal à des dispositifs fonctionnant sans aucune intervention.

Pour chaque objet facteur de risque, des éléments relevant des catégories précédentes sont mis en jeu ou non en fonction de l'appréciation des impacts potentiellement associés.

La figure 26 illustre le mouvement général qu'il est conceptuellement possible d'imaginer pour l'ensemble des fonctions et dispositifs. Au-delà de ce caractère commun, l'évolution des fonctions et des dispositifs obéit toutefois à des logiques et à des temporalités différentes, découlant de la diversité des situations rencontrées.

Figure 26. Evolution conceptuelle des fonctions et dispositifs mis en jeu sur un site



Du point de vue des fonctions, la capacité est maximale lorsque la présence de l'exploitant assure une capacité opérationnelle permettant toute intervention régulière ou ponctuelle qui serait jugée nécessaire. C'est cette situation qui prévaut encore sur de nombreux sites en France, en particulier sur les sites de stockage de résidus. Au-delà d'une certaine période, la capacité opérationnelle se réduit progressivement à la seule surveillance. À terme, la surveillance disparaît également. Des servitudes garantissant les restrictions d'usage peuvent perdurer avant d'être à leur tour perdues, même si une mémoire sur l'histoire des sites peut demeurer. Enfin la mémoire elle-même finit par s'effacer. Au bout de cette évolution plus ou moins longue selon le contexte et les moyens mobilisés, aucune fonction liée à l'évaluation et encore moins à la correction de perturbations du système, n'est donc plus assurée.

Du point de vue des dispositifs, le niveau des moyens mis en œuvre est également maximal lorsque la capacité opérationnelle est maintenue. En effet, celle-ci autorise le recours à des dispositifs dits « actifs », c'est-à-dire reposant sur l'intervention de l'homme. La fin brutale ou progressive de cette intervention - qui vient inévitablement avec le temps - entraîne la perte des dispositifs totalement actifs tels que le traitement des eaux, et un risque de dégradation des dispositifs passifs nécessitant un entretien, tels que certaines couvertures. Des actions correctives restent envisageables pendant une certaine période ; par la suite l'évolution des dispositifs encore en place n'est plus contrôlée que par les phénomènes naturels, ceux-ci pouvant conduire à des modifications favorables ou défavorables de leurs caractéristiques.

Bien que les évolutions des fonctions opérationnelles et des dispositifs physiques soient décrites de manière très similaire dans la figure 26, des différences notables les distinguent. Il convient ainsi de souligner :

- l'écart important des échelles de temps à considérer. La pérennité des fonctions opérationnelles s'échelonnent sur quelques années à quelques centaines d'années au plus (à l'exception éventuelle de moyens spécifiques de mémoire des lieux). Pour ce qui concerne les dispositifs physiques, une distinction est à faire entre les dispositifs « actifs » dont la pérennité est par définition similaire à celle des fonctions opérationnelles, et certains dispositifs « passifs » pour lesquels dont l'efficacité peut se prolonger sur des durées beaucoup plus longues, pouvant même

Partie III

atteindre l'échelle des temps géologiques pour la barrière géologique constituée par le milieu encaissant ;

- les différences de cinétique des évolutions. D'une manière générale, plus les éléments opérationnels ou dispositifs physiques mis en œuvre sont « actifs », plus leur défaillance peut être brutale ; l'évolution du système marque alors un palier net. A l'inverse, plus les dispositifs sont « passifs », plus leur évolution est généralement progressive ;
- l'interaction entre les volets opérationnel et physique. L'efficacité des fonctions opérationnelles et celle des dispositifs physiques sont en grande partie liées. Ces interactions sont les plus fortes dans les premières phases puis diminuent dans la suite de l'évolution (mise en œuvre des dispositifs « actifs », entretien des dispositifs « passifs », etc.).

L'analyse précédente et les considérations auxquelles elle conduit pour ce qui concerne les phases de surveillance, les fonctions opérationnelles et les dispositifs physiques, amènent le GEP à affiner la représentation de l'évolution des sites de stockage proposée par la doctrine DPPR en proposant un schéma alternatif distinguant quatre phases. La [figure 27](#) illustre la succession schématique de ces différentes phases. Celles-ci sont décrites de manière très générale et rapidement commentées dans le [tableau 9](#) en même temps que les étapes marquant le passage de l'une à l'autre. Il peut être noté que les différentes fonctions et dispositifs représentés dans la [figure 27](#) sont définis en référence aux stockages de résidus. Ce découpage a toutefois une portée plus générale et constitue une base permettant de raisonner, par extension, à l'échelle des sites miniers.

Figure 27. Les différentes phases de vie d'un stockage de résidus

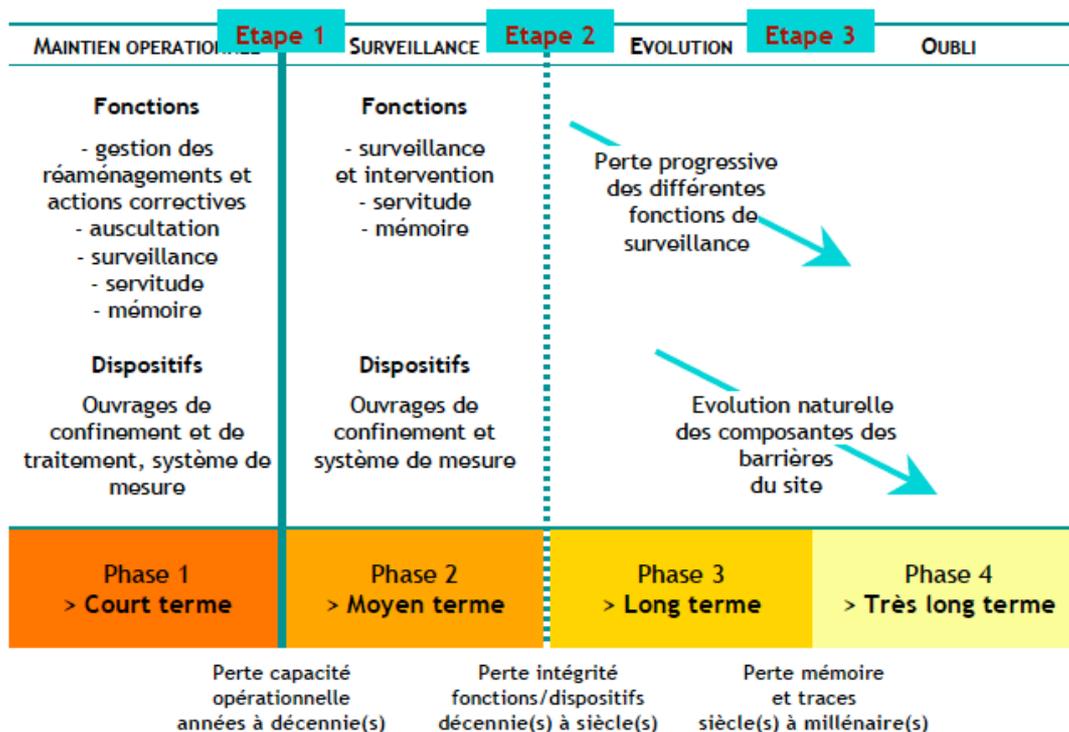


Tableau 9. Description des phases de vie caractéristiques d'un stockage de résidus

Descriptif	Commentaire
<p>Phase 1 Court terme - gestion opérationnelle Cette phase, qui correspond à la situation actuelle pour une partie des sites étudiés par le GEP, se traduit par une performance maximale des fonctions (jusqu'à la capacité d'intervention au niveau physique par l'exploitant) et d'intégrité des dispositifs physiques.</p>	<p><i>Cette phase est en principe maîtrisable. La capacité opérationnelle ainsi maintenue doit permettre de préparer les phases suivantes, en fonction des objectifs fixés. En particulier, la surveillance peut s'accompagner de l'acquisition de connaissances complémentaires nécessaires aux stratégies de gestion à long terme.</i></p>
<p>Etape 1 Abandon du caractère opérationnel Cette étape correspond au retrait, sous une forme maîtrisée ou non, et s'accompagnant d'un changement statutaire ou non, des capacités opérationnelles d'exploitation sur site.</p>	<p>Même si aucun délai fixe n'est défini, cette étape ne peut être envisagée que dans un avenir relativement proche : on peut parler de quelques années à quelques dizaine d'années. Une question posée est de savoir si ceci est possible - par exemple lorsqu'elle implique l'arrêt du traitement des eaux...</p>
<p>Phase 2 Moyen terme - surveillance Cette phase se caractérise au départ par le maintien d'une surveillance « active » à travers une administration spécifique du site, ainsi que par la pérennité des dispositifs « passifs » de maîtrise des transferts à l'environnement. Cette administration s'accompagne du maintien des servitudes et de la conservation de la mémoire.</p>	<p><i>La disparition de la capacité opérationnelle initiale ne signifie pas l'abandon de toute action sur le site, mais se caractérise par une situation où le recours à des dispositifs « actifs » n'est plus de mise et où la gestion et la surveillance sont essentiellement tournées vers l'efficacité des dispositifs « passifs ».</i></p>
<p>Etape 2 Perte d'intégrité partielle La fin de cette phase est marquée par une perte d'efficacité significative d'au moins un des éléments nécessaires à la maîtrise du site. Cette perte porte inéluctablement sur les fonctions opérationnelles liées à la surveillance et potentiellement sur les dispositifs physiques (barrières).</p>	<p>Son horizon est par nature incertain, dans la mesure où l'objectif poursuivi dans la phase 2 est de retarder cette étape. On peut toutefois probablement le borner entre quelques dizaines d'années et une centaine d'années.</p>
<p>Phase 3 Long terme - évolution La perte potentielle d'intégrité du système dans sa configuration « passive » ouvre une phase moins déterminée que l'on peut décrire comme l'évolution progressive des dispositifs de protection. Sans qu'on puisse a priori en prévoir le rythme, la surveillance, les servitudes et à terme la mémoire de l'exploitation du site s'effacent progressivement. Parallèlement, les mécanismes naturels peuvent conduire à une perte progressive du confinement réalisé initialement.</p>	<p><i>Cette phase apparaît comme la plus critique vis-à-vis de la maîtrise des risques. Elle est en même temps difficile à caractériser. Cette évolution « normale » peut combiner un effet positif de stabilisation du site avec des formes de dégradation potentiellement très variées et plus ou moins pénalisantes. Cette situation ne peut que s'approcher par l'analyse de situations dégradées correspondant à des aléas type.</i></p>
<p>Etape 3 Perte de toute mémoire sociétale et physique Le mouvement ainsi décrit conduit, progressivement, à passer le cap d'un véritable oubli du site, caractérisé par le double effacement de sa mémoire dans la société et de ses traces visibles dans le milieu naturel.</p>	<p>Cette étape est étalée dans le temps – l'effacement sociétal pouvant intervenir plus vite que l'effacement physique. Elle se situe à un horizon lointain, par principe incertain, dont l'ordre de grandeur peut à titre indicatif être fixé entre quelques centaines et, au grand maximum, quelques milliers d'années.</p>
<p>Phase 4 Très long terme - oubli La période qui s'ouvre au-delà de cet effacement est donc caractérisée par l'oubli total du site. Elle correspond théoriquement, en termes de perturbation, au retour du site à un nouvel état stable relativement proche de son état initial.</p>	<p><i>Cette dernière phase, par son éloignement dans le temps, ne peut être abordée qu'avec une forte incertitude et une très grande prudence sur la signification donnée à l'évaluation et à la maîtrise des impacts.</i></p>

7.2.3. Evaluation des impacts à long terme

En application de l'article 10 du décret PNGMDR⁸⁴, Areva NC a produit différents rapports destinés à fournir des éléments d'évaluation de l'impact à long terme des stockages de résidus de traitement de minerais d'uranium :

- un rapport relatif à la caractérisation géochimique des résidus de traitement de minerais d'uranium ;
- un rapport relatif à la tenue à long terme des digues de rétention des stockages de résidus ;
- une série de notes techniques relatives à l'évaluation dosimétrique de 9 des 17 sites de stockage de résidus, accompagnée d'une note méthodologique présentant les situations prises en compte ainsi que les hypothèses retenues pour calculer les doses correspondantes.

À la demande de l'Autorité de sûreté nucléaire, ces documents ont fait l'objet d'une analyse critique, remise par l'IRSN en juin 2009⁸⁵. Sur la base de cette analyse, l'ASN a rendu son avis au gouvernement en août 2009⁸⁶. L'ensemble de ces éléments a été présenté aux membres du GEP lors d'une réunion organisée en 2009. Compte-tenu du travail de finalisation des travaux du GEP engagé à cette période, il n'a cependant pas été possible de mener une analyse détaillée des documents remis. Il ressort toutefois des résultats produits par Areva NC et des discussions, plusieurs constats importants qui sont énoncés ci-après.

En premier lieu, le GEP souligne l'avancée que représentent les études remises par Areva NC dans le cadre du PNGMDR et en particulier celles relatives aux évaluations d'impact à long terme. Elles constituent la première mise en application complète et formalisée de la démarche définie par la doctrine DPPR (voir 7.2.1).

Leur analyse par l'IRSN et l'avis émis par l'ASN montrent toutefois que les réponses qu'elles apportent nécessitent encore d'être complétées. Il est par ailleurs à souligner qu'elles ne concernent que les seuls stockages de résidus de traitement et n'abordent explicitement ni les impacts chimiques, ni les impacts sur les écosystèmes. Ces commentaires font écho à ceux déjà émis au chapitre 5 à propos des évaluations d'impact à court terme. Ils marquent la difficulté à progresser dans l'étude de l'évolution à long terme des sites miniers. Si l'initiative engagée par la DPPR a constitué la base de départ sur laquelle le processus a pu avancer, il apparaît évident que c'est l'inscription de l'impact à long

terme des stockages de résidus dans l'agenda des actions prévues au titre du PNGMDR qui a permis d'aboutir à une mise en œuvre de la démarche.

Pour aller plus loin, il apparaît maintenant nécessaire au GEP d'exploiter tous les enseignements fournis par les études déjà produites mais aussi d'engager un travail sur la démarche elle-même avant d'engager une nouvelle itération. Certaines pistes méritant d'être prise en compte pour cela sont exposées ci-après à propos de l'évolution des objets facteurs de risque (voir 3.1), de l'évolution des voies de transfert et de l'évolution des voies d'exposition.

L'enjeu des évaluations à long terme réside de manière générale dans la capacité à appréhender l'ensemble des phénomènes pouvant affecter, sur une longue période de temps, les sources, les voies de transfert et les voies d'exposition et à les prendre en compte de manière simultanée. Les incertitudes associées à ces évaluations étant, par nature, importantes, tout résultat doit s'accompagner d'une analyse de sensibilité.

● Évolution des objets facteurs de risque

Les objets identifiés au 3.1 et nécessitant d'être pris en compte dans le cadre des études à long terme des sites miniers sont non seulement les stockages de résidus miniers, mais également les travaux miniers et les verses à stériles. L'évolution à long terme des impacts associés aux stériles réutilisés et aux sols ou sédiments dans lesquels des radionucléides ont été piégés peut également nécessiter une réflexion particulière. Elle renvoie toutefois autant à l'évolution des voies de transfert ou d'exposition (en lien avec une évolution des usages) qu'à l'évolution intrinsèque de ces objets.

Compte tenu des périodes radioactives des radionucléides considérés, ($4,47 \times 10^9$ ans pour l'uranium 238, 1600 ans pour le radium 226), aucune diminution significative ne peut être attendue sur de grandes périodes de temps du fait de la décroissance radioactive. Les évolutions doivent donc être appréhendées via l'étude des phénomènes physicochimiques susceptibles de modifier le fonctionnement des objets et les caractéristiques de leurs rejets.

Dans le cas des stockages, les mécanismes d'évolution des résidus jouent un rôle prépondérant. Celui-ci est souligné dans la doctrine DPPR et a été souligné par le GEP dès le début de ses travaux. Le niveau des connaissances disponibles sur ce sujet avaient alors conduit le GEP à recommander de mettre à profit la réalisation de piézomètres dans le stockage de Bellezane et du Brugeaud pour récupérer des carottes de résidus miniers issus de ces deux sites et en étudier les caractéristiques afin d'en déduire l'évolution depuis leur mise en stockage, c'est-à-dire sur une échelle de 10 à 30 ans. Les actions de recherche engagées sur les résidus stockés sur le site de Bellezane et du Brugeaud sont actuellement en cours et le GEP recommande de poursuivre

⁸⁴ Décret no 2008-357 du 16 avril 2008 pris pour l'application de l'article L. 542-1-2 du code de l'environnement et fixant les prescriptions relatives au Plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs.

⁸⁵ Avis IRSN relatif à l'Impact à long terme des stockages de résidus de traitement de minerais d'uranium du 12 juin 2009.

⁸⁶ Avis ASN n° AV0075 du 25 août 2009.

ces efforts afin de compléter l'état des connaissances remis dans le cadre du PNGMDR.

Pour ce qui concerne les travaux miniers et les verses à stériles, le principal processus en jeu est le lessivage, respectivement par l'eau souterraine et l'eau de pluie. Il s'accompagne, dans les verses à stériles, par l'oxydation des pyrites conduisant à l'acidification de l'eau. Dans les deux cas, la source tend à diminuer avec le temps. Cette évolution est directement liée à celle de la composition des eaux de mine discutée précédemment (voir 7.1.1).

● Évolution des voies de transfert

Les principales voies de transfert nécessitant d'être prises en compte dans l'étude des impacts à long terme sont l'eau et l'air.

Pour ce qui concerne l'air, la principale évolution possible concerne les couvertures mises en place (ou qui se développent naturellement) en recouvrement des résidus ou des stériles. Lorsqu'elles sont efficaces, elles permettent de réduire significativement les transferts atmosphériques (radon et ses descendants). La détérioration de cette efficacité peut conduire à une augmentation des impacts. Cette détérioration peut résulter de phénomènes naturels tels que l'érosion, mais également d'actions anthropiques comme par exemple la réalisation de travaux de terrassement ou la construction de bâtiments sur les parcelles concernées. Les situations correspondantes sont prises en compte, via l'étude de scénarios altérés, par la doctrine DPPR pour les stockages de résidus. La compréhension des mécanismes en jeu reste toutefois limitée et il n'existe pas d'outils de modélisation opérationnels permettant de tester l'influence d'une modification des caractéristiques de ces couvertures, notamment sur les flux de radon.

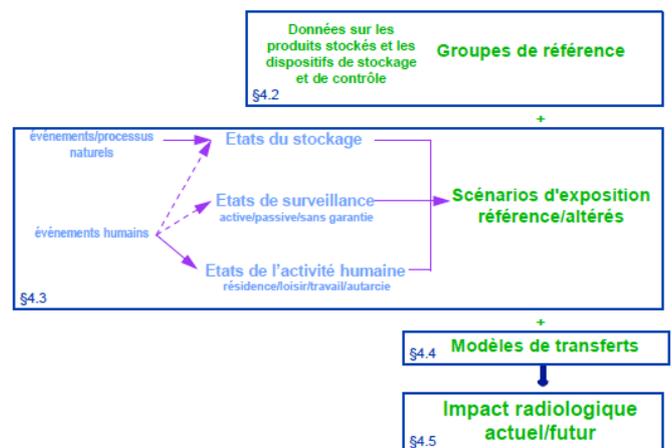
Pour ce qui concerne l'eau, l'analyse de l'évolution des transferts repose sur la mise en œuvre d'outils de modélisation géochimique. Ces outils existent aujourd'hui mais nécessitent, en préalable à leur mise en œuvre sur le long terme, d'être calibrés sur le court terme. Le GEP a initié cette démarche sur le site de Bellezane en recueillant, par le biais de mesures, les informations nécessaires à la paramétrisation d'un modèle géochimique. L'étape suivante consisterait à conduire des calculs à court terme dont les résultats pourraient être comparés aux résultats de la surveillance afin de vérifier que les processus modélisés correspondent effectivement aux processus mis en évidence *in situ*. À l'issue de cette analyse, il serait alors possible de projeter la modélisation sur une échelle de temps plus importante. Cette transposition sur le long terme reste cependant délicate puisqu'il est nécessaire d'intégrer les évolutions hydrauliques qui peuvent survenir au cours du temps. Ces évolutions peuvent avoir des origines naturelles (changement de régime de précipitations) ou anthropique (mise en place de pompage) ou encore résulter du vieillissement des ouvrages miniers (effondrement dans les TMS bloquant ou ouvrant des circulations d'eau).

● Évolution des voies d'exposition

L'analyse de l'évolution des voies d'exposition porte en particulier sur les aménagements qui peuvent être réalisés dans l'environnement des sites. Cela est par exemple le cas lorsqu'une retenue est implantée à l'aval immédiat d'un rejet minier, favorisant l'accumulation des radionucléides dans ses sédiments. Il peut également être envisagé que des stériles soient repris pour des travaux de construction, que les eaux des TMS viennent à être utilisées ou encore que des habitations soient implantées sur des stockages.

La probabilité d'occurrence des scénarios correspondants et les conséquences sanitaires et environnementales associées sont variables selon le contexte propre à chacun des sites. Dans les cas où cela s'avère pertinent, il est nécessaire d'en tenir compte dans les études d'impact à long terme. Les dispositifs de protection et le recours aux servitudes visent à réduire la probabilité de réalisation de ces scénarios mais leur efficacité ne peut pas être garantie sur une grande échelle de temps.

Figure 28. Méthodologie d'évaluation de l'impact radiologique des stockages de résidus développée dans le cadre de la doctrine DPPR



Source : doctrine DPPR, 1999

● Impact dosimétrique et chimique pour l'homme

L'étude produite par Areva NC permet de disposer d'une première appréciation du niveau d'impact attendu à long terme sur les sites de stockage de résidus de traitement. Cette étude a concerné exclusivement l'évaluation de l'impact dosimétrique à long terme pour 9 des 17 stockages de résidus de traitement de minerais uranifères. L'impact a été étudié pour le jeu de scénarios préconisé dans la doctrine DPPR, à savoir le scénario d'évolution normale et 5 scénarios d'évolution altérés considérées comme représentatives des évolutions les plus pénalisantes envisageables pour un stockage.

Les résultats sont sommairement présentés dans les deux tableaux ci-après.

Partie III

Tableau 10. Doses efficaces ajoutées obtenues à partir de la surveillance et par modélisation pour des scénarios d'évolution normale des stockages de résidus (mSv/an) (source Areva NC)

	Résultats de surveillance	Scénario d'évolution normale	
		Phase de surveillance	Phase d'oubli
Ecarpière	0,05 - 0,16	0,098 - 0,73	17
Lodève	0,26 - 0,37	0,007	0,17
Bernardan	0,06 - 0,11	0,03 - 0,18	20
Gueugnon	0,59	0,001 - 0,77	0,001 - 0,77
Brugeaud	0,06 - 0,87	0,019 - 0,62	1,0 - 1,6
Lavaugrasse	0,06 - 0,33	0,03 - 0,24	1,0 - 1,2
Bellezane	0,11 - 0,20	0,001 - 0,003	0,52
Bois Noirs	0,70 - 1,0	0,0086 - 0,0087	8,9
Saint-Pierre	0,07 - 0,41	0,07 - 0,13	6,2

Tableau 11. Doses efficaces ajoutées obtenues par modélisation pour des scénarios d'évolution dégradée des stockages de résidus (mSv/an) (source Areva NC)

	Scénarios d'évolution altérée					
	Perte d'intégrité couverture + digue		Résidence sur stockage avec couverture	Résidence sur stockage sans couverture	Chantier	Jeu d'enfant
	Phase de surveillance	Phase d'oubli				
Ecarpière	0,41 - 1,8	17 - 18	25	30	8,4	0,98
Lodève	0,04 - 0,25	1,66	0,81	4,9	1,7	1,22
Bernardan	0,24 - 1,4	21	37	50	3,4	1,2
Gueugnon	0,03 - 3,8	0,03 - 3,8	22	36	9,4	1,8
Brugeaud	0,17 - 4,3	1,1 - 5,3	5,8	16	7,8	1,1
Lavaugrasse	0,27 - 1,8	1,2 - 2,7	5,3	15	8,6	1,1
Bellezane	0,11 - 0,32	0,63 - 0,84	0,94	18	–	–
Bois Noirs	0,17 - 2,3	9 - 11	–	38	–	–
Saint-Pierre	0,097 - 0,67	6,2 - 6,8	19	30	8,3	1,3

Ils montrent en premier lieu la grande variabilité de l'impact calculé en évolution normale. Ils suggèrent ainsi l'existence de configurations significativement différentes d'un site à l'autre. Une grande variabilité est également observée d'un scénario à l'autre suggérant l'existence de points de fragilité différents selon le site considéré. Les deux constats précédents illustrent l'utilité de mener les études d'impact dans le cadre d'une approche site-spécifique. Ce type d'approche doit permettre non seulement d'appuyer les évaluations sur la connaissance du fonctionnement des systèmes issus de la démarche décrite au chapitre 3 ou au chapitre 6 (au travers de la notion d'auscultation) mais peut également conduire à identifier des évolutions méritant d'être prises en compte au travers de nouveaux scénarios spécifiques.

Comme signalé par l'IRSN dans son analyse critique remise à l'ASN et rendue publique, les études produites par Areva NC ne permettent pas facilement de connaître les voies d'exposition prédominantes. Ce point étant déterminant pour identifier les possibilités de diminuer les impacts et de

renforcer la robustesse des dispositifs, le GEP juge nécessaire d'analyser en détail cet aspect afin de tirer tous les enseignements du travail effectué. L'articulation entre les études livrées par Areva NC dans le cadre du PNGMDR et la mission confiée au GEP ne lui a pas permis de mener une telle analyse.

Le GEP note ainsi, sans avoir approfondi la question, l'importance de vérifier la pertinence des résultats de modélisation en les confrontant, pour chaque voie d'exposition, avec les résultats de surveillance. De ce point de vue, l'écart important entre ces deux types de résultats dans le tableau 10 (pour les sites des Bois-Noirs, de Bellezane et Lodève) mérite d'être souligné et pourrait justifier le renforcement des travaux de modélisation. Le GEP relève également pour ce qui concerne les scénarios altérés, l'hétérogénéité des résultats dans le cas d'une résidence sur stockage avec couverture. Ce constat a conduit l'IRSN et l'ASN à souligner l'utilité d'envisager un renforcement des caractéristiques (épaisseur et/ou robustesse) de la couverture des stockages

de l'Ecarpière, de Gueugnon, du Bernardan et de Saint-Pierre. Il s'agit là encore d'un point nécessitant un approfondissement de la part d'Areva NC et qui va dans le sens des commentaires indiqués au chapitre 3.

Au-delà de l'examen succinct des résultats fournis par Areva NC, les travaux menés par le GEP pour évaluer les conséquences sanitaires et environnementales à long terme sont essentiellement restés à un niveau méthodologique et n'ont pas, eux non plus, abordé la question des impacts chimiques. Ils ont été effectués en continuité avec ceux menés sur les évaluations à court et moyen terme. Comme détaillé au 5.2, ces travaux ont conduit à adapter la méthode d'évaluation de l'impact dosimétrique classiquement appliquée par Areva NC en application de la doctrine DPPR pour mieux prendre en compte la diversité des comportements de la population riveraine. À titre d'illustration, une première mise en œuvre de ces outils a été conduite à partir des résultats de la surveillance des sites miniers produits par Areva NC sur les sites de la division minière de la Crouzille.

La transposition sur le long terme, de la méthode précédente, ne pose pas, du point de vue théorique, de difficulté particulière. Son caractère « modulaire » est même de nature à faciliter la prise en compte des différentes incertitudes et des aléas sur site et hors site. Elle intègre par ailleurs la possibilité de prise en compte des différents facteurs de risque. Sa mise en œuvre implique par contre de disposer de l'ensemble des paramètres et des données nécessaires aux calculs. Il s'agit en particulier d'acquérir les connaissances nécessaires à la caractérisation de l'évolution des différents objets, des voies de transfert et des voies d'exposition ou, à défaut, de définir des situations enveloppes des évolutions envisageables.

● Impact environnemental

De la même manière que pour l'évaluation d'impact radiologique sur l'homme, les réflexions du GEP sur l'évaluation des impacts environnementaux à long terme ont principalement portées sur les aspects méthodologiques. Elles aboutissent pour l'essentiel au constat que les méthodes préconisées pour le court et moyen termes - approches graduées fondées notamment sur les travaux du programme ERICA - sont directement transposables sur le plus long terme. Comme pour l'évaluation d'impact radiologique sur l'homme, l'enjeu associé à l'évaluation d'impact à long terme sur les écosystèmes n'est donc pas d'ordre méthodologique mais repose sur la capacité à identifier les écosystèmes pertinents à prendre en compte et à prédire les caractéristiques environnementales qui prévaudront dans le futur d'où à nouveau la nécessité de disposer d'une connaissance permettant d'étudier l'évolution des voies de transfert et d'exposition ou, à défaut, de définir des situations enveloppes des évolutions envisageables.

7.3. La gestion à long terme

Les quelques éclairages apportés sur l'évaluation des impacts potentiels à long terme confirment que, compte-tenu de la situation actuelle, des évolutions possibles et du champ des scénarios discutés auparavant (voir 7.1.), des enjeux à long terme existent sur certains sites. La maîtrise de ces enjeux passe par des actions complémentaires pour aller au-delà des dispositifs mis en place pour la réduction des impacts à court ou moyen terme. Il convient donc, à partir de l'analyse de l'évolution des systèmes et de leur robustesse actuelle, de mener une démarche d'amélioration de cette robustesse afin de réduire, là où les enjeux existent, les impacts potentiels à long terme.

Cette démarche s'appuie sur l'analyse des différents dispositifs contribuant aujourd'hui à la gestion des sites, telle qu'elle a été développée dans le chapitre précédent (chapitre 6) et sur le constat de leur durée plus ou moins prévisible d'efficacité. Les options pour renforcer la robustesse à long terme des systèmes en place combinent une action sur les dispositifs physiques, une évolution de la surveillance et un effort spécifique de gouvernance. La réflexion ouverte par le GEP sur ce renforcement de la robustesse est nouvelle et se heurte rapidement à des questions difficiles, notamment sur l'arbitrage entre les priorités lorsque les options à privilégier pour le long terme se distinguent des options à court terme. On présente dans ce chapitre quelques réflexions générales sur ces différentes options, et sur leur complémentarité ou leur éventuel antagonisme, en renvoyant une réflexion plus poussée à l'analyse spécifique de chaque situation et des préoccupations des acteurs concernés.

7.3.1. Les enjeux de la gestion du long terme

La question spécifique de la gestion du long terme, dans les situations où des enjeux existent, se résume au croisement d'une certitude et d'une incertitude en partie irréductibles :

- la certitude porte sur le fait que les dispositifs physiques, organisationnels ou institutionnels mis en place pour la maîtrise des enjeux dans le cadre de la gestion à court et moyen terme ne sont pas éternels. Leur efficacité, voire leur existence est mise en question à plus ou moins longue échéance. Le système va donc évoluer au cours du temps, et le contrôle exercé par l'homme sur le système va inévitablement disparaître ;
- l'incertitude porte sur la nature précise de cette évolution. Cette incertitude recouvre à la fois les processus naturels d'évolution des matières et des sites, et les différents aléas naturels ou d'origine à prendre en compte dans les scénarios d'évolution des sites. Elle porte sur le poids respectif des facteurs favorables ou défavorables, sur l'occurrence de phénomènes redoutés, sur l'ampleur

et le rythme des mécanismes d'évolution du terme source et des ouvrages de protection, mais aussi sur le contexte climatique, démographique, socio-économique ou même réglementaire.

● Comparaison avec d'autres types de stockage

La gestion de cette certitude et de cette incertitude se pose dans des conditions particulières pour les anciens sites miniers d'uranium, qui gagne à être éclairée par la comparaison entre ces stockages et d'autres concepts de stockage de déchets radioactifs et/ou de déchets à longue durée de vie.

Discuter les options envisageables pour la gestion à long terme des sites miniers en général et des stockages de résidus en particulier conduit en effet naturellement à s'interroger sur les analogies avec d'autres types d'installations du même type. Le rapprochement avec le cas des stockages de déchets radioactifs de faible activité à vie longue (FAVL) et de haute activité et moyenne activité à vie longue (HA-MAVL) est alors particulièrement tentant. Le GEP est passé, pour mieux cerner les enjeux, par cet exercice de comparaison, résumé dans le tableau 12 suivant (voir le détail de l'analyse dans la fiche en [annexe](#)).

Le premier constat porte sur la limite qu'il convient de donner à cette comparaison. L'analyse amène en effet immédiatement à introduire une différence fondamentale dans la portée du terme même de « gestion », selon qu'il est appliqué à la situation des stockages de résidus ou à celle des stockages FAVL et HA-MAVL. Dans le premier cas, la gestion part d'une situation héritée et renvoie aux notions d'acceptabilité et d'amélioration ; dans le second, elle consiste à concevoir des installations nouvelles et laisse une large latitude dans le choix des principes, des objectifs et des solutions techniques.

Cette différence est parfaitement assumée par la doctrine DPPR. Celle-ci pose en effet explicitement le postulat que laisser les résidus sur les sites aux endroits où ils ont été déposés constitue généralement la meilleure solution, puis fixe la démarche à mettre en œuvre pour évaluer les impacts futurs découlant de cette décision et ainsi en vérifier le bien fondé. En creux, cela revient à reconnaître que les systèmes sur lesquels reposent les stockages existants ne sont pas ceux que l'on mettrait en œuvre si on les concevait aujourd'hui.

Même s'il n'est donc pas question de mettre les deux types de stockage sur le même plan, la comparaison peut à minima permettre de mettre en évidence les différences les plus notables et ainsi de souligner les enjeux particuliers auxquels doit faire face la gestion des stockages de résidus. Sur le plan des principes de conception, une différence s'impose immédiatement : l'exigence de robustesse à long terme a conduit à rechercher des options permettant de préserver l'intégrité du stockage vis-à-vis des divers aléas naturels envisageables et vis-à-vis d'actions humaines, et ne reposant pas sur un dispositif de surveillance et de maintenance.

Cette exigence, appliquée au cahier des charges de futurs stockages de déchets FAVL et HA-MAVL a conduit à opter pour des installations implantées en subsurface, voire en profondeur, de manière à disposer d'une couche de recouvrement assurant une protection passive et pérenne dont les caractéristiques (épaisseur, imperméabilité) peuvent être adaptées aux caractéristiques des déchets (période de décroissance, concentration en radioactivité, mobilité), via le respect de critères de choix de site. Le choix des sites a été guidé pour les stockages de résidus par d'autres considérations, intégrant la capacité de rétention des déchets, mais sans rechercher en tant que telle une sûreté passive au sens où on l'entend aujourd'hui. La représentation de l'évolution des stockages de résidus proposée par le GEP, qui substitue pour le long terme la notion d'un oubli certain à la « surveillance non garantie » proposée par la doctrine DPPR, accentue cette différence fondamentale.

Il convient de noter que cette différence ne s'explique pas seulement par l'évolution des exigences, entre la mise en œuvre du stockage de résidus et les réflexions actuelles sur des futurs concepts de stockage. En effet, les caractéristiques des résidus de traitement de minerais d'uranium tendant à les rapprocher des déchets TFA ou FAVL, l'application des mêmes principes pourrait être invoquée pour des installations en projet dans les pays ayant maintenue une activité d'exploitation de l'uranium. La pratique montre que ce n'est pas complètement le cas du fait d'une contrainte qui s'avère en pratique déterminante : les volumes à gérer.

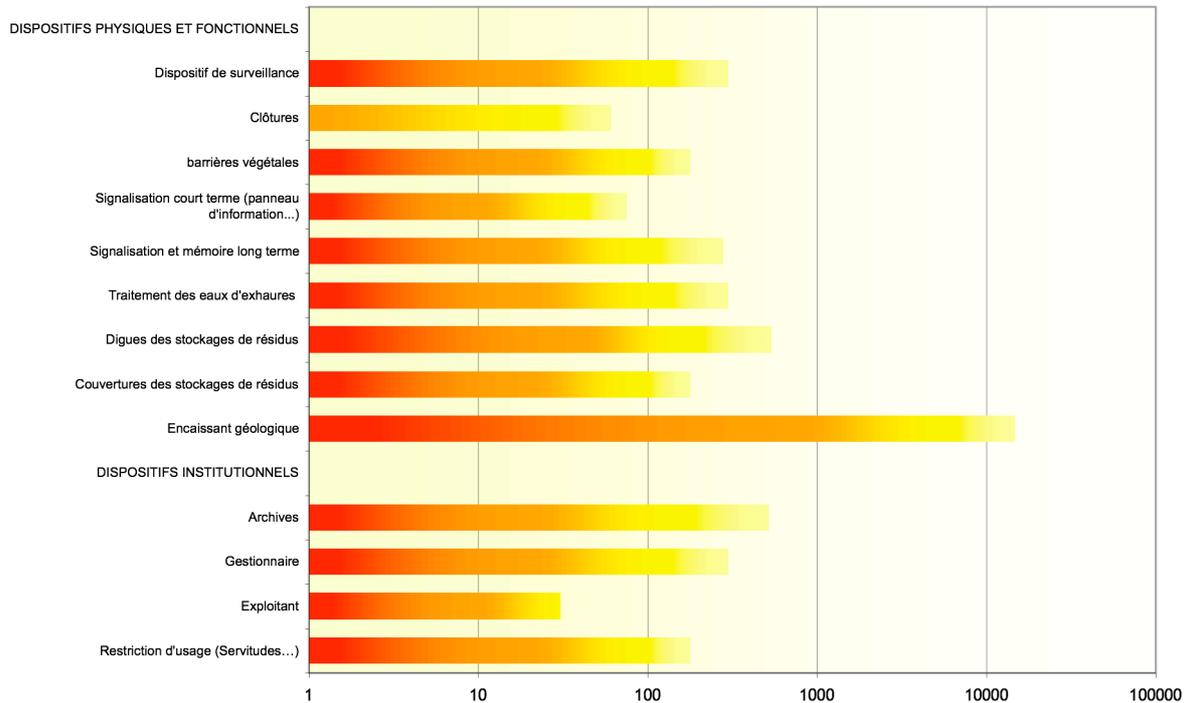
Il suffit pour se convaincre du poids de ce facteur de rappeler que les résidus représentent en France plus de 50 millions de tonnes (soit quelques dizaines de millions de m³) alors que la quantité totale de déchets radioactifs - toutes catégories confondues, hors résidus - inventoriés par l'Andra s'élevait à 1,15 millions de m³ en 2007. Pour le stockage des seuls déchets TFA, catégorie la plus volumineuse intégrant l'ensemble des déchets de démantèlement, le centre actuellement en cours d'exploitation a une capacité d'un million de m³. Dans les pays poursuivant l'exploitation, y compris les plus avancés tels que le Canada, les solutions de stockage adoptées reposent systématiquement sur l'exploitation de dépressions existantes (naturelles ou consécutives à l'exploitation minière - MCO), à proximité des sites d'exploitation et des lieux de traitement.

Acter ainsi que la sûreté « passive » à long terme ne constitue pas une fonction intrinsèque des stockages de résidus, ne signifie évidemment pas qu'assurer la pérennité des dispositifs de protection ne constitue plus un objectif en soit. Cela signifie plutôt que cet objectif n'ayant pas été intégré lors de l'étape de choix de site et de conception du stockage, il doit être poursuivi au stade du réaménagement en veillant à l'équilibre entre protection à court et à long terme et en accordant une importance particulière aux conditions de maintien, le plus longtemps possible, des dispositifs institutionnels.

Tableau 12. Comparaison des phases de long terme selon différentes approches du stockage

	Réflexion GEP Résidus traitement U (2009)	Doctrine DPPR Résidus traitement U (1999)	RFS I.2 Déchets rad. FMA-VC (1984)	Guide sûreté Déchets rad. HA/MA-VL (2008)	Orientations Déchets rad. FA-VL (2008)	Arrêté 2002 Déchets ind. dangereux (2002)
		Conception	Conception	Conception	Conception	Conception
		Mise en service	Mise en service	Mise en service future	Mise en service future	Mise en service
	Situation donnée	Phase d'exploitation Capacités opérationnelles Programme de surveillance	Phase d'exploitation Capacité d'intervention et de reprise Programme de surveillance	Phase d'exploitation Capacités opérationnelles Actions correctives sur conception Programme de surveillance	Phase d'exploitation Capacités opérationnelles Actions correctives sur conception Programme de surveillance	Phase d'exploitation Capacités opérationnelles Programme de surveillance
	Etat actuel					
	Phase d'auscultation - démonstration	Réaménagement				Réaménagement
T0	Passage gestion long terme	Fin du réaménagement	Fermeture du stockage	Fermeture du stockage	Fermeture du stockage	Fermeture du stockage
Quelques années	Gestion opérationnelle Maintien des capacités opérationnelles et de l'intégrité	Surveillance active Maintenance Traitement eaux Surveillance	Phase de surveillance Maintien de la capacité d'intervention et de reprise	Sûreté passive Dispositifs de confinement passifs Arrêt progressif surveillance Dispositions de réversibilité	Sûreté passive Complémentarité et diversité des composants Arrêt progressif surveillance	Surveillance active Entretien Maintenance Traitement Surveillance
Quelques dizaines d'années	Arrêt dispos actifs	Arrêt traitement				30 ans Délai minimum de levée surveillance
	Surveillance Contrôle intégrité sans maintenance	Surveillance passive Fin maintenance contrôle et traitement Restrictions d'usage connues				
	Perte intégrité					
Quelques centaines d'années	Evolution Fin contrôle institutionnel Perte progressive connaissance Perte progressive confinement	300 ans Fin possible intégrité	300 ans Délai maximum de levée surveillance	500 ans Perte mémoire Date minimale d'intrusion hu- maine	Perte mémoire	
	Perte mémoire et traces	Surveillance non garantie Atteintes huma- ines contre intégrité	Banalisation Retour terrains à usage normal	(sûreté passive)	(sûreté passive)	
	Oubli Retour progressif à un état stabilisé ?	1.000 ans Fin garantie intégrité	Fin efficacité barrières ouvrées			
Quelques milliers d'années		(surveillance non garantie)	(banalisation)	10.000 ans Fin garantie stabilité géologique	10.000 ans Fin garantie stabilité géologique	

Figure 29. Horizon de confiance des principaux dispositifs mis en place pour la protection des sites de stockages de résidus ou d'autres anciens sites miniers d'uranium



● **Horizon de confiance des principaux dispositifs**

La principale caractéristique des stockages de résidus, et par extension des anciens sites miniers d'uranium présentant un enjeu vis-à-vis du long terme, est donc l'absence de dispositif visant explicitement à assurer une fonction de sûreté passive au-delà de tout horizon d'intervention humaine. Ainsi il existe un horizon de temps, au-delà d'une période maîtrisée par l'homme, où l'évolution des transferts à l'environnement dépendra de l'évolution du site, sans pouvoir apporter le même type de garantie qui est visé par le confinement passif des structures en subsurface ou en profondeur.

Cet horizon de temps est fixé par la « durée de vie » des principaux dispositifs concourant à la protection des populations et de l'environnement, qu'il s'agisse de dispositifs physiques ou non. La maîtrise des enjeux et la gestion mise en place à court et moyen terme reposent en effet, comme on l'a vu au chapitre précédent, sur un éventail très diversifié d'outils. Leur pérennité n'est pas assurée au-delà d'un horizon de temps propre à chacun d'entre eux.

Chacun perçoit intuitivement que la durée pendant laquelle on peut envisager de recourir à une station de traitement des eaux, à une digue, à une barrière d'accès ou à une servitude d'usage n'est pas la même. Il existe d'importants écarts. Il n'est cependant pas facile de caractériser précisément cette durée, encore moins de préciser une échéance. Le passage d'une efficacité garantie à une efficacité défaillante dépend de multiples facteurs ; il est plus ou moins

certain et obéit à un mécanisme plus ou moins progressif selon les dispositifs. Aussi, les différents acteurs ont une perception différente de la pérennité envisageable pour chacun des dispositifs.

Les résultats sont rassemblés dans la figure 29, où l'on a volontairement choisi de ne pas reporter de durée précise pour chacun des dispositifs, afin de limiter l'interprétation de ce graphique à des ordres de grandeur. Les indications d'ordre de grandeur sont en effet suffisantes pour dresser le constat que l'essentiel des dispositifs, à l'exception de l'encaissant géologique, ont dans cet exercice un horizon de confiance situé entre un minimum de quelques années ou dizaines d'années, et un maximum de quelques dizaines, jusqu'à une ou quelques centaines d'années au mieux.

Les réflexions menées au sein du GEP ont tenté de quantifier, en croisant les estimations basées sur les connaissances et l'expérience de différents membres du groupe, l'intervalle de confiance de chacun des principaux dispositifs identifiés dans la protection des populations et de l'environnement. Pour chacun, les horizons de confiance ont été estimés en répondant à deux questions : la première vise la durée minimale pendant laquelle le dispositif concerné apparaît en mesure de produire la performance attendue, c'est-à-dire un objectif de durée de vie qu'on peut raisonnablement garantir ; la seconde vise la durée maximale pendant laquelle on peut avoir confiance dans le dispositif, dans des conditions favorables, c'est-à-dire un objectif qu'on peut raisonnablement espérer mais pas garantir. Ce deuxième horizon ne signifie pas nécessairement que le

dispositif n'est plus efficace au-delà, mais simplement que cette efficacité devient trop incertaine.

L'estimation de la confiance accordée aux différents dispositifs tient compte de l'ensemble des phénomènes susceptibles d'altérer leur efficacité. Il existe donc des interactions entre les intervalles fixés pour les différents dispositifs. On considère ainsi, par exemple, l'échéance à laquelle une surveillance suffisamment rapprochée du site ne permet plus d'empêcher une intrusion, provoquant une altération de la couverture d'un stockage, et l'échéance à laquelle la perte de mémoire peut empêcher que les dégâts à la couverture soient réparés ; ces échéances sont bien sûr différentes de l'échéance à laquelle la couverture sera susceptible d'avoir perdu son efficacité sous l'effet de l'érosion.

Compte tenu de la situation actuelle des sites, il n'existe pas de solution simple et générique pour faire évoluer les dispositifs existants vers des dispositifs a priori significativement plus robustes à long terme. Les options envisageables doivent être précisées sur les différents sites pour orienter dès que possible les décisions sur la gestion du long terme et apprécier l'importance qui devra être accordée aux actions de maintenance, de maîtrise foncière ou de restriction des usages. Dans cette perspective, un travail impliquant l'ensemble des acteurs et permettant de mettre en perspective les avantages et inconvénients des différentes options de gestion doit être conduit.

7.3.2. La durabilité des mesures de réduction d'impact

Le renforcement vis-à-vis du long terme ne signifie pas nécessairement un renforcement « telles quelles » des options mises en place pour être efficaces à court terme. Il peut dans certains cas y avoir synergie, mais il peut aussi y avoir conflit. Une analyse complète de l'évolution des situations pour juger du renforcement de la robustesse globale s'impose. Une réflexion devra en découler pour mesurer l'intérêt d'augmenter ou non la durabilité des dispositifs de court terme pour réduire les impacts à long terme. En effet la perspective de long terme, qui demande de concilier l'efficacité du système de protection à court terme et sa pérennité à long terme se pose de façon spécifique compte tenu de la nature des dispositifs de protection et de gestion mis en place. Ainsi, différents arbitrages peuvent être envisagés : faut-il confiner au maximum les éléments responsables des impacts avec le risque (si le système n'est pas pérenne) de relâchement important et non maîtrisé à long terme, ou bien faut-il les relâcher progressivement en jouant sur la dilution pour limiter les impacts, ou encore faut-il forcer la dilution en limitant les usages en aval pour réduire le risque à long terme ?

Le GEP a relevé trois points qui lui paraissent importants pour la réflexion : le déplacement de matières,

l'intégrité des confinements et des dispositifs de drainage, le traitement actif ou passif des eaux. Ces trois points représentent une première approche de la question et seraient à compléter dans le cadre d'une réflexion plus poussée.

● Le déplacement de matières

La situation actuelle des matières est un héritage des pratiques liées à l'industrie minière selon lesquelles ces sites ont été exploités et réaménagés. Ces matières ont ainsi été stockées dans des conditions et selon des principes de conception distincts de ceux qui s'appliquent aux entrepôts et stockages de matières radioactives issus des pratiques actuelles dans l'industrie nucléaire.

La reprise globale des matières issues de l'exploitation du minerai d'uranium pour créer des filières de gestion pleinement compatibles avec les principes applicables aux autres déchets radioactifs, bien que séduisante et réclamée par certains acteurs, est *a priori* déraisonnable en pratique compte tenu des volumes considérés. Cela concerne à la fois le coût financier et les détriments sanitaire (radioprotection et risque chimique) et environnemental. On retombe sur le problème classique d'une comparaison entre un risque incertain et des conséquences diffuses à long terme et un risque certain et des conséquences importantes à court terme. Il serait intéressant dans la réflexion de vérifier ce point au cas par cas par un calcul d'ordre de grandeur en dose collective ou avec tout autre indicateur.

Il convient par ailleurs de distinguer la situation des résidus de traitement, conservés dans des sites de stockage dédiés, et celle des autres matières, essentiellement les stériles, éventuellement les sédiments et le cas échéant les résidus utilisés en remblayage hydraulique.

Une première question est celle du « rapatriement » des inventaires de petits sites de stockage vers de plus grands sites. La question de transférer le contenu en résidus d'un petit stockage représentant quelques milliers de tonnes vers les plus grands stockages (Bessines, Bellezane) n'est *a priori* pas pertinente à court terme mais elle mérite d'être considérée pour le long terme. Ainsi, un petit site dont la protection actuelle n'est pas pérenne pourrait entraîner à long terme des impacts plus grand qu'un grand site dont la protection est mieux garantie, et qui pourrait accepter ce surplus sans modification significative de l'équilibre de son système. Cela serait également favorable du point de vue de la conservation de la mémoire. D'autres aspects sont toutefois à prendre en compte : l'impact lié à l'opération de collecte et de transport (impact sur les travailleurs) et l'opposition probable des populations riveraines du site récepteur, qui se considéreront déjà impliquées.

La question du déplacement de matières peut aussi s'envisager dans le cas des autres matières, en particulier des stériles. Il y a eu en effet dans le passé un usage de réutilisation de stériles, mais la doctrine actuelle est clairement d'interdire cette pratique. Pour les stériles déjà utili-

sés, supposés identifiés à l'issue des campagnes de recherche, il est prévu que des évaluations d'impact à court terme permettent de décider, dans chaque situation, d'une reprise ou non. La question qui peut se poser est celle d'un intérêt éventuel à enlever les stériles lié à une préoccupation de long terme, lorsque l'analyse à court terme conduit à les laisser en place. C'est le cas notamment lorsque la protection à court terme réside dans une capacité à maîtriser les usages (par opposition à l'existence d'une protection physique) qui ne pourra être garantie à long terme. Ainsi, une tache très ponctuelle de stériles relativement actifs pourrait être enlevée à ce titre. Il convient aussi de considérer qu'une réutilisation qui conduirait à placer ces stériles dans une situation moins « atteignable » par exemple en soubassement routier à proximité, plutôt que de les remettre sur un site serait bénéfique à long terme.

La même question de déplacement dans un stockage se pose pour des anomalies radiométriques particulièrement actives identifiées par cartographie radiométriques des verses à stériles. Dans le cas des verses à stériles, le déplacement « pour le déplacement » c'est à dire sans vouloir les confiner dans un stockage, n'apporte rien par rapport au risque lié aux usages à long terme, c'est à dire des risques de prélèvement de stériles comme matériau, de résidence ou d'activité économique, d'implantation de base de loisir sur le site. Déplacer la verse ne ferait que déplacer le problème. On peut toutefois imaginer de jouer pour limiter ces risques sur la forme du remodelage. Une verse « géométrique » signale une intervention de l'homme, à l'opposé d'une verse à laquelle on redonne une allure naturelle. De tels modèles des verses ont été pratiqués en Allemagne.

Toutes ces mesures peuvent se justifier lors de situations de réutilisation de matière qui ne seraient pas compatibles avec un usage futur (habitation, lieu accueillant du public).

Il reste qu'une question se pose à propos de la filière d'élimination des stériles enlevés. La circulaire du 22 juillet 2009 prévoit de les remettre dans les sites dont ils sont issus, avec une autorisation ICPE 1735 mais il n'est pas clair que cette rubrique ait vocation à englober les verses à stériles. Par ailleurs il y aurait un problème de cohérence entre le statut de stockage ICPE pour les stériles repris et celui des verses existantes qui resteraient régies en termes d'entreposage, par les arrêtés préfectoraux pris dans le cadre du Code minier.

Enfin reste le problème des sédiments et de leur curage au vu du long terme. Il faut prendre en compte le long terme lorsqu'on fait l'évaluation de l'impact en vue d'une décision de curage et envisager une situation de disparition du lac avec possibilité d'installation pour divers usages.

Le GEP considère qu'il ne doit pas y avoir de déplacement global de matières, sous réserve d'une vérification que le détriment certain associé à une telle reprise est supérieur au bénéfique potentiel. Cependant la question du déplacement de matières peut ponctuellement avoir du sens dans une perspective de protection à long terme, pour conserver la mémoire de l'existence de matières radioactives et de contrôle des usages futurs de ces matières. Chaque situation doit s'apprécier au cas par cas en intégrant à l'évaluation des risques, au-delà d'une étude d'impact à court terme le degré de protection des matières contre les usages à risque dans le long terme et les solutions disponibles pour renforcer cette protection.

● Les dispositifs de confinement et de drainage

L'interrogation sur l'intégrité à long terme de la tenue des couvertures est légitime. Ce dispositif est vulnérable vis à vis d'aléas naturels « simples », pluies qui ravinent, végétation à racines plus ou moins profondes, animaux fouisseurs qui diminuent sa capacité de protection (isoler, confiner, imperméabiliser). Il est aussi vulnérable à la pression des usages (utilisation de la surface). Il faut considérer l'évolution possible des conditions climatiques, du développement de la faune et de la flore pour juger comment l'altération dans le temps peut nuire à son efficacité. Il est toutefois difficile de définir une durée minimale d'efficacité une fois pour toutes - même si la doctrine DPPR le fait plus ou moins - et par conséquent, il faut examiner périodiquement le renforcement éventuel des couvertures par rapport au risque de dégradation à long terme. Les couvertures et leurs caractéristiques ne déterminent pas forcément seules la durabilité de la protection, le statut des terrains peut être aussi important.

Le GEP attire l'attention sur les cas particuliers du site des Bois Noirs Limouzat où la lame d'eau doit être remplacée par une couverture solide, et de Bellezane où le renforcement de la couverture est faisable pour assurer partout une épaisseur minimale supérieure à celle d'aujourd'hui (mais pas forcément pertinent)

On peut réfléchir à des couvertures en forêt ou à l'inverse à des couvertures utilisées en ferme solaire qui ont des chances de vieillir différemment d'une couverture laissée en friche. Cela renvoie par ailleurs à la question de la gouvernance pour accompagner les choix et pour renforcer leur efficacité en assurant une mémoire collective. On peut aussi envisager la mise en place de couvertures « massives » semi planes comme en Allemagne.

Le GEP attire également l'attention sur une gestion de certains enjeux par renforcement des couvertures. Ainsi il lui paraît risqué d'utiliser une couverture sur des stériles « riches » plutôt que les déplacer vers une MCO.

Les dispositifs de drainage sont des éléments clés du fonctionnement du système, en particulier lorsque ces éléments sont singuliers, comme une galerie par laquelle passe toute l'eau collectée vers le traitement. Une galerie qui se bouche dans une configuration de site telle que Bellezane met en péril le bon fonctionnement. Pour le long terme il faut donc étudier les risques de défaillance des systèmes de drainages et lorsque les conséquences apparaissent inacceptables il faut réfléchir à des options alternatives.

● Le traitement des eaux

Sur de nombreux sites de stockage de résidus, la maîtrise des impacts repose sur la collecte et l'acheminement des eaux vers une station de traitement avant rejet dans l'environnement. Les technologies de traitement utilisées (voir le [chapitre 5.1.1.](#)) sont toutes des technologies « actives », qui nécessitent une intervention rapprochée : pilotage des procédés, alimentation en réactifs, maintenance des installations, curage des bassins... Les technologies existantes à l'état de pilote ou en recherche et développement n'apportent pas de solution alternative : elles manquent d'efficacité et/ou restent moins « passives » que prévu. Un exemple récent est celui des wetlands de Pöhla en Allemagne. Ce système passif qui apparaissait prometteur montre après plusieurs années d'expérimentation beaucoup d'incertitudes sur son efficacité à l'échelle industrielle. Aussi tout procédé passif doit-il être longuement étudié sur le terrain, en grandeur significative, pour préparer le long terme. Pour le long terme il convient aussi de vérifier, lors des visites, qu'il n'y a pas de besoin de nouvelles stations de traitement des eaux.

Le traitement « passif » ne règle pas la question du long terme de façon sûre mais il peut repousser l'échéance d'un arrêt « non voulu » du traitement. Par ailleurs moins le traitement demande d'intervention, plus il a de chances d'être oublié. Cela fonde l'argument sur l'importance de la « gouvernance » : pour maintenir une mémoire collective vivante qui pérennise les dispositifs, et pour assurer un arbitrage sur les solutions appropriées à court/moyen/long terme.

En parallèle, il faut envisager que dans un certain nombre de cas au moins, l'évolution « naturelle » de la qualité des eaux collectées sur le site avant traitement n'atteigne pas un niveau suffisamment faible pour permettre à court ou moyen terme un arrêt pur et simple du traitement. Bien que la qualité des eaux évolue théoriquement vers une asymptote correspondant à l'état d'équilibre du système, le niveau de cette asymptote peut rester supérieur au niveau de concentration jugé sans impact significatif dans les rejets (avec en plus, une évolution possible à la baisse des niveaux de rejets autorisés). De plus des évolutions du contexte du site (changement climatique, perturbation hydrogéologique, aménagements en amont ou en aval du site ...) peuvent modifier l'équilibre dans un sens éventuellement défavorable.

Les systèmes de traitement des eaux actuels risquent donc de ne pas pouvoir être maintenus aussi longtemps qu'il serait nécessaire du point de vue de l'évolution à long terme. Il faut donc tendre vers des traitements aussi passifs que possibles et limiter l'intervention de l'homme, en poursuivant l'étude et le développement de ces alternatives. Il paraît toutefois très imprudent de baser aujourd'hui une stratégie de gestion à long terme sur leur mise à disposition suffisamment rapide. La capacité opérationnelle de ces technologies est difficile à démontrer.

La question qui se pose donc du point de vue du long terme est celle du développement de stratégies alternatives au traitement des eaux, ce qui débouche en théorie sur deux options : soit faire évoluer le système vers un confinement plus strict c'est à dire se rapprocher des doctrines de gestion des déchets à vie longue soit mettre en place une forme de dilution plus « efficace » c'est à dire aller au bout de la situation de « dérogation » à ces doctrines.

Le GEP attire l'attention sur la pratique de mélanger les pôles d'eau à teneur différente en éléments d'intérêt. La position actuelle est de les séparer afin de ne pas augmenter le volume à traiter des eaux marquées par des les eaux non marquées. Mais si on se projette à un horizon lointain où l'on n'assure plus le traitement alors qu'il resterait nécessaire, le fait d'avoir séparé les eaux ne pose-t-il pas plus de problèmes ? Résoudre cette apparente contradiction n'est pas facile. Il peut rester pertinent de continuer à séparer les flux pour évacuer les eaux potentiellement non traités vers un exutoire éloigné favorisant une meilleure dilution, sans perturber les écoulements locaux non marqués.

En conclusion le GEP considère qu'il n'y a pas de solutions techniques « miracle » pour le long terme, mais qu'il faudra plutôt à recourir au cas par cas à une combinaison de techniques à établir à partir d'une remise en question des solutions existantes. La problématique est de trancher entre confinement et risque de rejets importants dans quelques dizaines années ou plus. Une possibilité serait de se préparer dans quelques cas à lessiver le maximum d'activité et la confiner dans des boues à conditionner et à stocker pour mieux maîtriser leur relâchement à long terme. Une autre est de chercher un exutoire favorisant la dilution.

Le GEP recommande de poursuivre la recherche et développement des traitements qui demandent le moins d'intervention de l'homme et limitent les apports de substances chimiques.

7.3.3. La surveillance à long terme

La surveillance dans sa forme actuelle est assurée principalement par l'exploitant mais elle n'est pas envisageable à long terme. Il viendra un moment où il faudra réduire le rythme de la surveillance. Dans le très long terme, il n'existe pas de véritable surveillance. On peut même dire qu'à 100 ans, on ne peut pas la garantir.

La surveillance à long terme est par principe destinée à surveiller des points clés de fonctionnement d'un système pour lesquels on identifie une vulnérabilité parce qu'on n'a pas réussi à les rendre robustes, voire passifs. Elle fait suite à la surveillance routinière et elle précède les situations de banalisation ou de libération. Elle est concentrée sur ce qu'on doit continuer à faire pour maîtriser les impacts (traitement) et sur les paramètres précurseurs de dérive ou de défaillance (drainage d'un stockage devenant inopérant, couverture qui se dégrade). Elle concerne essentiellement les stockages et les grands réservoirs miniers. Elle ne concerne pas les usages mais doit viser la surveillance des cibles (sanitaire et écologique). Elle suppose qu'au préalable il y ait eu un arbitrage financier entre un coût court terme pour rendre le système passif et le coût régulier pour surveiller.

Il est primordial de savoir de quoi sera faite la surveillance à long terme, pour dimensionner les besoins pour demain (compétences, budget, distribution des rôles ...). Pour cela on peut reprendre la discussion sur le processus de décision et la surveillance en vue de la libération du site, en y intégrant la dimension d'une perte de maîtrise inéluctable à long ou très long terme. En effet l'analyse menée à court terme sur les objets facteurs de risques et les phénomènes redoutés débouche, après mise en œuvre de solutions techniques disponibles pour renforcer la protection à long terme, sur une série d'enjeux site par site. Dans chaque situation où l'arbre de surveillance conduit à l'affirmative il faut s'interroger sur le maintien d'une surveillance, aussi longtemps que possible pour :

- réduire les incertitudes (poursuivre la surveillance c'est continuer à acquérir des connaissances sur le site et son contexte), par exemple affiner et valider un modèle d'évolution,
- repérer (afin de prendre des mesures correctives) toute dégradation par rapport aux évolutions prévues, en particulier au niveau des points de défaillance possibles des éléments clés du système (ex. les digues).

Cette surveillance ne sera pas forcément au sens « passif » où l'entend la doctrine DPPR qui vise par la surveillance « passive » une surveillance essentiellement institutionnelle, type servitudes. Il faut envisager la possibilité de surveillance sur les dispositifs physiques, sur l'évolution du système et sur les usages. A cet égard la maîtrise foncière est un gage fort, là où c'est utile il faut veiller à garder ou reconquérir la maîtrise foncière. Cela concerne les stockages, toute verse avec des teneurs importantes non déplaçable, toute zone menacée de façon évidente par des usages problématiques, De même il faut autant que possible prolonger l'efficacité de ces outils en les inscrivant de façon pérenne dans le cadre institutionnel (agence dédiée, documents d'urbanisme, prescriptions réglementaires...). La mémoire et les servitudes sont des éléments complémentaires de la surveillance post routinière qui l'alimente en même temps. L'application de servitudes est une forme de surveillance sur les usages.

La surveillance à long terme doit servir à :

- identifier les points à problème (par exemple pas besoin d'EAP mais besoin de surveiller l'eau pendant longtemps), c'est à dire préciser qu'est-ce qu'on poursuit et qu'est-ce qu'on arrête ;
- mettre en évidence des seuils de décision et l'institutionnalisation forte des servitudes et de la mémoire pour retarder la phase d'oubli ;
- discuter la possibilité (ou non) dans certaines situations d'impacts potentiels à long terme au-delà des limites fixées comme acceptables à court terme ;
- définir les échelles de temps du processus de libération du site, de banalisation simple, de banalisation sous contrainte, de perte de mémoire.

Le GEP souligne le rôle potentiel d'une surveillance post opérationnelle globale comme « filet de sécurité ». Il reprend les avis du GT2 sur le caractère extrapolable à long terme des analyses menées sur la surveillance sanitaire et sur la surveillance écologique en Limousin. Il considère que la surveillance, la mémoire et les servitudes sont les seuls moyens à disposition pour aller vers la libération des sites.

7.3.4. La gouvernance

Le terme de gouvernance est utilisé ici pour caractériser les décisions permettant de vérifier, de guider et de pérenniser la mise en œuvre de la « proportionnalité » et de l'efficacité des actions visant à assurer l'absence d'impacts à long terme. Il n'est pas précisé qui des acteurs : état, législateur, autorités chargées du contrôle (au sens inspection de terrain), acteur opérationnel de type agence publique, collectivités territoriales, corps constitués et société civile, doit intervenir séparément ou ensemble. Bien qu'ayant pris cette dimension en compte le GEP n'a pas été en mesure d'aller très loin, et que cette réflexion doit être poursuivie.

Plus particulièrement la gouvernance devra traiter de :

- la responsabilité et financement ;
- de la conservation de la mémoire (bases de données nationales) ;
- de l'application des servitudes ;
- de l'Information et de la participation ;
- des aspects socio-économiques.

Les missions de la gouvernance sont :

- d'entretenir une mémoire collective « vivante » des sites et plus spécifiquement là où existent des enjeux à long terme ne permettant pas une banalisation ;
- de régler les arbitrages sur les options techniques court, moyen et long terme tant au plan national que site par site ;
- de définir comment la surveillance devra évoluer vers le moyen et le long terme qui est la base indispensable pour quantifier le financement ;
- d'assurer des points d'étape de vérification de l'évolution du système et réévaluation des options pour le long terme.

Une question essentielle sera de définir les conditions notamment financières et les critères permettant de dégager l'exploitant de sa responsabilité et de transférer la gestion à une agence publique.

7.4. Synthèse et recommandations

Les systèmes mis en place sur les anciens sites miniers d'uranium, conçus dans le contexte du réaménagement et des exigences réglementaires associées, ne présentent pas toutes les caractéristiques nécessaires pour garantir la maîtrise des impacts à long terme au niveau recherché aujourd'hui. Il apparaît dans ces conditions nécessaire de prolonger la démarche proposée pour la gestion à court terme (voir chapitre 6) par une réflexion pour le long terme. Cette réflexion passe par une étape indispensable d'évaluation des enjeux pour identifier les situations où une action est souhaitable, et guider ses priorités.

Or, le GEP a pu mesurer un déficit de représentation de l'évolution à long terme et d'analyse et d'action sur les options techniques correspondantes. Cet effort indispensable doit être conduit sans attendre, afin de se donner le temps de bien faire tout en s'appuyant sur la connaissance et la capacité opérationnelle actuelles. Cet effort doit toutefois s'attacher à ne pas créer de situations irréversibles ne permettant plus de pallier d'éventuelles erreurs d'appréciation quant à l'évolution d'un site.

• *Évaluation des situations à long terme*

La maîtrise des impacts repose sur des mesures de réduction à la source et de restriction des usages dont il est impossible d'assurer une véritable pérennité. Il est dès lors nécessaire de tenir compte de situations dégradées qui pourraient conduire à terme sur certains sites à des impacts significativement plus élevés que ceux estimés aujourd'hui. Une évaluation aussi complète et précise que possible de ces situations repose sur des progrès dans plusieurs domaines.

En premier lieu, le GEP recommande de développer une représentation plus réaliste de l'évolution à long terme des sites. Cette démarche implique un effort d'études et recherches pour acquérir, à travers l'auscultation et la surveillance des sites et la modélisation, une capacité prédictive sur les principaux phénomènes gouvernant l'évolution naturelle à long terme des matières et de leur transfert vers l'environnement des sites.

Dans ce domaine, le GEP recommande en priorité que des modélisations hydrologiques et hydrochimiques soient entreprises pour cerner la phénoménologie des mécanismes régissant la qualité de l'eau à l'exutoire des sites, notamment pour les travaux miniers souterrains et les stockages de résidus. De tels modèles, validés par l'auscultation, sont indispensables pour prévoir la variabilité au cours du temps des flux et des concentrations des eaux, point clé pour une évaluation du comportement à long terme. Un effort particulier devra être mené, dans le cas des stockages de résidus, pour prendre en compte les interactions entre les matières solides et les eaux et pour développer des modèles de vieillissement à long terme des résidus eux-mêmes.

Le GEP rappelle que plus largement, des processus naturels physico-chimiques (évolution des matériaux) et mécaniques (érosion, affaissement...) vont faire évoluer à long terme, de façon favorable ou défavorable, les situations observées. Il recommande donc de recenser ces processus naturels et de les évaluer en fonction des caractéristiques spécifiques des sites et des enjeux locaux, afin d'établir les scénarios associés de transfert à long terme.

En second lieu, le GEP recommande d'élargir le champ des scénarios et des sites aujourd'hui considérés. En effet, la formalisation des hypothèses à retenir pour évaluer l'évolution des anciens sites miniers constitue une étape indispensable pour conduire leur gestion à long terme.

Le GEP souligne de ce point de vue la grande utilité de la démarche engagée par la DPPR au travers de la définition en 1999 d'une doctrine de réaménagement des stockages de résidus de traitement de minerai d'uranium. Le GEP considère toutefois que les bases posées par la doctrine DPPR méritent d'être approfondies de manière à élargir les situations prises en compte. Il s'agit notamment :

- d'étendre la réflexion au-delà des seuls stockages de résidus, en prenant en compte sur chaque site l'ensemble des objets facteurs de risques pouvant présenter des impacts à long terme, tels que l'existence de rejets nécessitant un traitement ou de matériaux à teneur élevée en uranium ;
- de développer, pour ces sites à forts enjeux, une représentation plus réaliste de l'évolution à long terme, qui s'inscrit notamment dans une perspective de perte certaine des dispositifs mettant en jeu l'intervention humaine à une échelle de quelques dizaines à quelques centaines d'années selon leur nature ;
- d'aboutir, pour ces mêmes sites, à un jeu plus complet de scénarios, tenant compte de l'ensemble des processus naturels et des actions humaines susceptibles, par une action directe sur le site mais aussi via son environnement, d'en modifier le fonctionnement et les impacts potentiels. Ceci devra tenir compte, en plus de scénarios génériques, des vulnérabilités particulières à chaque site.

• *Robustesse à long terme des dispositifs de protection*

Le travail sur les scénarios doit permettre d'identifier plus précisément les sites et les situations où la durabilité des dispositifs sur lesquels repose la maîtrise des impacts n'apparaît pas suffisante en regard des scénarios envisageables à moyen et long terme.

Compte tenu de la situation actuelle des sites, il n'existe pas de solution simple et générique pour faire évoluer les dispositifs existants vers des dispositifs a priori significativement plus robustes à long terme. Les options envisageables doivent être précisées sur les différents sites pour orienter dès que possible les décisions sur la gestion du long terme et apprécier l'importance qui devra être accordée aux actions de maintenance, de maîtrise foncière ou de restriction des usages.

Plus largement, le GEP recommande d'engager une réflexion technique et sociétale sur les solutions susceptibles de renforcer, par une action à court terme, la robustesse des systèmes existants en vue de mieux maîtriser les impacts à long terme. Aussi, un travail impliquant l'ensemble des acteurs et permettant de mettre en perspective les avantages et inconvénients des différentes options de gestion doit être conduit.

Ce travail devra reposer sur un inventaire approfondi des solutions envisageables, qui visera particulièrement les alternatives envisageables aux dispositifs de réduction à la source reposant actuellement sur une intervention humaine. Il s'agira parallèlement de développer et qualifier des options techniques pour faire évoluer ces dispositifs vers des formes plus « passives » et robustes, en particulier concernant le traitement des eaux et la pérennité des couvertures.

La recherche d'une maîtrise à long terme peut, au-delà de ces alternatives, faire émerger des solutions qui ne sont pas les plus appropriées pour la maîtrise des enjeux à court terme. Le GEP appelle donc à élargir le champ de la réflexion aux solutions les plus susceptibles de réduire à la source les enjeux à long terme, en restant attentif aux conditions éventuelles de recours à ces options, et en posant la question centrale de l'équilibre entre protection à court et moyen terme et protection à long terme.

Le GEP livre dans cette perspective des premiers éléments de réflexion sur différentes actions envisageables sur les matières stockées ou les écoulements d'eau. Sur ces points, en rappelant que chaque situation doit s'apprécier au cas par cas, le GEP appelle à envisager ponctuellement l'intérêt du déplacement de certaines matières, de la mise en place d'une réutilisation contrôlée de matières accessibles, ou de l'étude d'hypothèses de modifications volontaires des écoulements d'eau visant à réduire les rejets à long terme.

• *Information, participation et processus de décision*

Pour organiser ces réflexions à mener sur la robustesse, le GEP recommande de préparer et de formaliser le processus de décision pour favoriser la mise en œuvre à court terme des options de gestion du long terme. En lien avec les recommandations relatives à la transition vers un dispositif institutionnel spécifique, le GEP souligne la nécessité de s'appuyer sur la situation actuelle pour mettre en place un processus actif d'évaluation et de décision.

Le GEP recommande, comme une première étape, d'établir dès que possible une liste préliminaire des sites justifiant d'une gestion spécifique à long terme. Cette liste comprendra l'ensemble des sites abritant les stockages de résidus, et devra s'élargir à l'ensemble des sites où la maîtrise des impacts ne peut être assurée sans dispositifs nécessitant l'intervention humaine, ou pour lesquels des restrictions d'usages devront être maintenues. À l'inverse, les sites qui ne figureront pas dans cette liste seront considérés comme susceptibles d'évoluer vers un arrêt de la surveillance, dans des conditions qui devront également être définies et en veillant à conserver la mémoire de leur existence.

Le GEP recommande ensuite de développer les outils nécessaires à l'évaluation des options sur le plan sanitaire, environnemental et social. Il s'agit d'abord d'élargir, comme pour les évaluations consacrées au court terme, le champ des évaluations d'impact au-delà de l'impact dosimétrique pour l'homme. Le GEP considère que les méthodes nécessaires à cette évaluation à long terme pourront être transposées des méthodes qu'il préconise pour l'évaluation à court terme. Enfin, l'évaluation des solutions devra s'ouvrir aux sciences économiques et sociales pour construire un cadre de comparaison des coûts et des bénéfices associés aux différentes options.

Cette démarche d'évaluation gagnera à être formalisée sur le fond, dans un corps de doctrine, et sur la forme dans le cadre de processus d'analyse de concertation favorisant une véritable implication des acteurs locaux. Il s'agira notamment de préciser les scénarios et les options à prendre en compte, et surtout l'état à atteindre par un site présentant des enjeux à long terme avant le transfert de sa gestion de l'exploitant vers une entité publique (ou inversement, avant un arrêt de la surveillance pour les sites jugés susceptibles d'être ainsi libérés).

Plus largement, l'information et la participation sont des leviers indispensables pour organiser les actions à mener à court terme pour rendre les systèmes plus robustes, et pour renforcer la durabilité des dispositifs reposant sur l'intervention humaine.

Dans cette perspective, le GEP recommande de renforcer la robustesse des outils institutionnels, en particulier sur la maîtrise foncière et l'usage des espaces et sur l'archivage et la mémoire.

Il souligne ainsi l'intérêt d'une démarche à la fois participative pour renforcer la mémoire collective, planificatrice pour renforcer le développement du territoire et évolutive pour procéder à des révisions périodiques. Une telle démarche pourrait être conduite dans une procédure telle que les Plans de prévention des risques miniers (PPRM) à mettre en place autour des sites qui le justifient vis-à-vis du long terme.

Enfin, le GEP recommande de développer et qualifier des options techniques sur le renforcement des dispositifs d'information et de mémoire pour le moyen et le long terme. Il appelle notamment à favoriser l'inscription d'informations concernant les sites et les risques associés dans les documents locaux d'urbanisme, mais également à veiller à la constitution des archives et à la matérialisation d'information sur les sites eux-mêmes. Il engage à une réflexion sur l'organisation des archives, tant dans les modalités de gestion que le contenu, afin de leur donner un caractère public, visible et facilement accessible. Il appelle enfin à définir le contenu et les modalités d'une signalisation mémoriale sur le terrain des anciens sites miniers d'uranium.

Conclusions et recommandations

Le GEP a pris connaissance de la situation actuelle des anciennes mines d'uranium du Limousin, des difficultés issues de leur gestion historique et des progrès accomplis ces dernières années pour leur apporter des réponses, au niveau du Limousin et au niveau national. Il note que les réaménagements, conduits au fur et à mesure de l'arrêt des activités minières, se sont échelonnés sur plusieurs dizaines d'années, et ont été menés d'une part en regard des préoccupations et des connaissances de l'époque et d'autre part des dispositions réglementaires alors en vigueur. Les aménagements effectués ont contribué à la maîtrise de certains enjeux, mais n'ont pas réglé tous les problèmes. De plus, la question se pose de leur efficacité à moyen et long terme.

Aussi, le GEP considère que les progrès doivent être poursuivis et généralisés pour construire, à l'horizon d'une dizaine d'années, une perspective de gestion durable de ces sites la plus claire et lisible possible. La stratégie à mettre en place pour y parvenir devra intégrer les différentes dimensions (technique, institutionnelle, sociétale) de la problématique, et s'accompagner d'un effort de programmation et d'un souci de suivi des actions. Cette stratégie devra être proportionnée aux enjeux et partagée avec les acteurs locaux et intégrer les spécificités territoriales.

Le GEP s'est attaché à développer dans cet esprit un cadre cohérent de recommandations aussi opérationnelles que possible. Ses propositions, rassemblées ci-après, soulignent la nécessité d'une approche globale, partant d'un travail sur les perspectives institutionnelles, d'un programme d'amélioration des connaissances et d'un renforcement de l'information et de la concertation pour encadrer et guider la caractérisation des enjeux et des impacts, l'évolution des dispositifs de surveillance et la consolidation des systèmes de protection existants là où elle est nécessaire. Le GEP propose ainsi six axes majeurs de progrès, à l'appui desquels il formule les recommandations suivantes :

A. Rénover et clarifier le cadre institutionnel et réglementaire

Les anciens sites miniers d'uranium présentent des risques propres à la radioactivité qui nécessitent la mise en place de dispositions spécifiques, en complément des mesures de prévention des risques miniers classiques. Ces spécificités nécessitent d'être prises en compte pour définir les solutions techniques qui permettront de répondre aux enjeux à long terme identifiés sur certains sites, mais également pour préciser comment le dispositif général de gestion de l'après-mine devra être, demain, appliqué à ces sites. Le GEP note à ce sujet que les pistes de réflexions proposées dans les rapports publics successifs consacrés à la question depuis le début des années 1990, n'ont jusqu'à aujourd'hui pas abouti à des décisions concrètes dans le domaine de l'après-mine d'uranium.

Il reconnaît que l'urgence de telles décisions reste très relative compte tenu des responsabilités assumées aujourd'hui par Areva NC et du statut de la société, mais juge fondamental, pour impulser dès que possible un processus de transition maîtrisée, de donner à tous les acteurs une perspective institutionnelle lisible associée à un calendrier explicite. Cette perspective devra clarifier les rôles, sans dégager l'exploitant de sa responsabilité, ni se reposer indéfiniment sur sa capacité opérationnelle actuelle. Cette clarification doit s'accompagner d'une poursuite de l'adaptation de la réglementation.

1. Le GEP recommande de définir explicitement les conditions et les étapes de la transition vers un véritable dispositif institutionnel dédié à l'après-mine uranium.

Ce travail devra tenir compte des risques spécifiques attachés à l'exploitation de l'uranium et des atouts qu'offre la situation actuelle. Il devra pour cela conduire à :

- a. *préciser au plus tôt l'entité publique, existante ou à constituer, qui sera responsable à terme de la gestion opérationnelle des sites. Cette entité devra être associée sans attendre aux réflexions actuellement en cours, afin de tirer le bénéfice de l'implication actuelle de l'exploitant et réaliser le transfert des compétences et des connaissances dans les meilleures conditions ;*
- b. *fixer un calendrier aussi réaliste que possible, établissant les grandes étapes et le terme de la période de transition. Le processus ainsi fixé devra garantir le respect par l'exploitant actuel de ses responsabi-*

lités et distinguer les situations auxquelles il est possible d'apporter des solutions à brève échéance de celles nécessitant des processus plus complexes et approfondis ;

- c. adapter les exigences techniques à respecter en vue du transfert de gestion et de responsabilité de l'exploitant vers l'entité publique, et les modalités de financement associées. Dans ce but, les conditions selon lesquelles seront déclinés voire complétés les dispositifs prévus par le Code minier devront être précisées ;
- d. déterminer la place spécifique dans ce dispositif de la gestion des stockages de résidus. Il s'agira notamment d'assurer la cohérence entre le cadre général de gestion à long terme des déchets radioactifs dont elle relève et le dispositif après-mine.

2. Le GEP recommande de poursuivre l'évolution réglementaire pour disposer d'un cadre modernisé et pleinement adapté à la situation actuelle.

Des évolutions réglementaires importantes sont intervenues ces dernières années pour clarifier le statut des sites et des matières en jeu dans la gestion des anciens sites miniers d'uranium, et apporter des réponses sur le cadre de prescriptions applicable. Il convient d'achever de moderniser et de clarifier le dispositif. Ce travail devra notamment permettre de :

- a. réviser la réglementation minière de manière à prendre en compte les dispositions actuellement en vigueur ou leur évolution en cours dans le domaine de la radioprotection et de la protection de l'environnement ;
- b. aller vers un cadre aussi intégré que possible permettant de rendre plus lisible l'articulation des polices applicables sur les sites, du point de vue des règlements et de leur application. On veillera en particulier à :
 - i. clarifier l'articulation des polices des mines, des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) et du code de la santé publique (CSP) sur les sites sur lesquels elles s'appliquent de manière concomitante. Il s'agit a minima de préciser le statut juridique de situations particulières, telles que celles associées à la présence de résidus de traitement en remblai d'ouvrages souterrains, ou à la présence de déchets industriels non miniers dans certaines verses ou anciennes mines à ciel ouvert ;
 - ii. assurer une application plus coordonnée, notamment par l'implication des services de l'Etat concernés, de l'ensemble des polices transversales applicables sur les sites (police de l'eau, de la nature, de la santé publique...)
- c. encadrer l'évolution des prescriptions applicables sur les sites, en veillant à :
 - i. intégrer, selon une approche proportionnée aux enjeux, les évolutions relatives au champ et aux méthodes des évaluations d'impacts radiologique et chimique sur l'homme et sur l'environnement ;
 - ii. favoriser l'harmonisation des prescriptions applicables au niveau de chaque site en poursuivant l'action de pilotage, au niveau national, des services déconcentrés de l'Etat, et en l'accompagnant de la production de référentiels (guides, circulaires, arrêtés type, prescriptions générales) ;
- d. développer dans la réglementation les dispositions techniques encadrant la transition à partir de la situation actuelle et selon les sites, soit vers une libération, soit vers une gestion à long terme.

B. Promouvoir l'effort d'amélioration des connaissances sur les sites ; poursuivre les actions d'études et recherche et stimuler leur élargissement

Le GEP note que des actions systématiques et ambitieuses d'inventaire et de caractérisation des sites sont engagées depuis quelques années et qu'elles s'intensifient d'ores et déjà, conformément à ses premières recommandations, dans le cadre notamment du Programme MIMAUSA, de la circulaire du 22 juillet 2009 et du Plan national de gestion des matières et déchets radioactifs (PNGMDR). Pour le GEP, l'objectif de ces actions est de disposer d'une connaissance et d'une compréhension suffisante, globalement et site par site, pour identifier les sources potentielles d'impact et analyser les actions susceptibles de les réduire, en regard de la situation actuelle et de son évolution prévisible.

Les actions engagées devraient permettre à terme de disposer d'un état des lieux relativement complet des situations, moyennant quelques compléments. Pour permettre la mise en œuvre d'une démarche de gestion ef-

ficace, les études à visée opérationnelle menées prioritairement par l'exploitant doivent cependant s'accompagner d'un effort accru de compréhension globale de certains processus essentiels. Cette nécessité conduit le GEP aux recommandations ci-après.

3. Le GEP recommande de poursuivre et de compléter les actions de recensement et de caractérisation des sites en vue de disposer d'une connaissance exhaustive des sources potentielles de pollution.

Les actions réalisées, en cours ou en préparation dans le cadre notamment de la circulaire du 22 juillet 2009, visent à dresser un état des lieux de l'ensemble des sites et à hiérarchiser les enjeux. Leur mise en œuvre, dans le cadre des bilans de fonctionnement, devra veiller à :

- a. compléter la connaissance non seulement des rejets canalisés lorsqu'ils existent, mais aussi des transferts diffus par l'eau ou par l'air, et plus précisément :
 - i. mieux caractériser les sources diffuses de rejet, et notamment localiser et caractériser les verses à stériles susceptibles d'être à l'origine de transferts significatifs vers l'environnement ;
 - ii. localiser les ouvrages miniers souterrains susceptibles d'avoir une influence sur les concentrations de radon observées en surface, prioritairement lorsque des bâtiments sont présents sur les zones concernées ;
- b. préciser la connaissance de l'état des sites après réaménagement, en réalisant des cartographies radiométriques de surface sur les sites présentant des enjeux particuliers du fait de la présence de résidus ou de la suspicion d'anomalies. En complément, dans le cas particulier des stockages de résidus, une cartographie des flux de radon par type de couverture doit être envisagée pour en vérifier l'efficacité.
- c. rechercher les zones de réutilisation de matériaux issus des mines et d'accumulation de la radioactivité en aval des sites miniers.

4. Le GEP recommande de développer une stratégie d'études et recherches en vue de renforcer les connaissances nécessaires à la bonne compréhension des processus en jeu et à l'acquisition d'une capacité prédictive sur leur évolution.

Ce renforcement des connaissances est nécessaire pour identifier les paramètres permettant de caractériser l'état des systèmes et pour orienter les actions de réduction des impacts, de surveillance, et de renforcement de la robustesse des dispositifs.

Sur le plan des contenus, l'effort d'études et recherches devra porter sur l'ensemble des phénomènes qui restent insuffisamment compris du point de vue de l'évolution des sources et des transferts à l'environnement d'une part, et des effets sur l'environnement d'autre part. Cet effort devra se concentrer en priorité sur les objectifs suivants :

- a. développer des modèles qualitatifs, et si possible quantitatifs, à l'appui de l'évaluation des transferts actuels et futurs de substances rejetées depuis les sites vers leur environnement. Ces modèles devront plus précisément viser à :
 - i. comprendre le fonctionnement hydraulique des stockages et réservoirs miniers et prévoir l'évolution de la qualité des eaux qui en sont issues ;
 - ii. comprendre l'évolution minéralogique et chimique des résidus de traitement et son influence sur la qualité des eaux ;
 - iii. prévoir l'extension des zones influencées par l'exhalation du radon depuis les verses à stériles et les stockages de résidus d'une part, et à l'aplomb de travaux miniers souterrains de faible profondeur d'autre part ;
 - iv. comprendre les phénomènes gouvernant l'accumulation dans l'environnement en aval des sites, notamment dans les sédiments, les terres de berges et les zones humides, des substances rejetées, en particulier l'uranium, ainsi que les conditions de relargage éventuelle des quantités accumulées ;
- b. acquérir les connaissances nécessaires à la caractérisation précise de la toxicité des substances dangereuses rejetées depuis les sites pour les espèces rencontrées, notamment :
 - i. valider les modèles sur la biodisponibilité de l'uranium dans l'eau et approfondir les questions relatives à son écotoxicité dans l'eau et les sédiments ;

- ii. *encourager les études sur la compréhension et la quantification des effets d'une exposition chronique aux substances radioactives et/ou chimiques rencontrées autour des anciens sites miniers d'uranium, en particulier sur les espèces patrimoniales (i.e. caractéristiques du milieu étudié).*

Pour compléter la connaissance, stimuler la production scientifique et nourrir les débats techniques éclairant les décisions publiques, il est souhaitable de pouvoir s'appuyer sur des pôles de connaissance et de compétence diversifiés. Dans cette perspective, il convient de :

- c. *inciter au déclouonnement des travaux menés par l'exploitant en l'encourageant à développer des collaborations avec des organismes de recherche multiples ;*
- d. *activer les outils de pilotage de la recherche pour encourager les organismes de recherche publics concernés, et plus largement le monde de la recherche académique, à renforcer leur action sur les thématiques identifiées ;*
- e. *appuyer ces actions à chaque fois que nécessaire sur des outils expérimentaux spécifiques, en développant par exemple des études de terrain sur des zones choisies. Dans ce cadre, le GEP propose la mise en place d'une zone atelier in situ consacrée à l'étude du comportement de l'uranium dans l'eau et les sédiments et de son impact sur les écosystèmes.*

C. Renforcer la pertinence des évaluations d'impacts, en les étendant notamment aux écosystèmes ; replacer l'exposition des populations dans le cadre des enjeux de santé publique

Les évaluations d'impact conduites jusqu'ici par l'exploitant se limitent essentiellement à l'évaluation de l'impact radiologique sur les populations. Ces évaluations montrent, sur la base des données de la surveillance radiologique actuelle, des niveaux d'exposition ajoutée qui restent en deçà des limites réglementaires mais peuvent pour certains cas particuliers s'en approcher voire les dépasser légèrement en fonction des hypothèses retenues sur les teneurs en radionucléides.

Les travaux menés par le GEP ne conduisent pas, sur les zones d'études auxquelles ils se sont limités, à remettre en cause ces résultats sur le niveau de protection des populations vis-à-vis du risque radiologique. Ils soulignent cependant la nécessité d'affiner les évaluations par un renforcement des connaissances et de la méthodologie. Ils appellent également à élargir leur champ à l'ensemble des impacts radiologique et chimique sur l'homme et sur l'environnement. Ces efforts sont particulièrement utiles pour guider les actions de réduction des impacts.

5. Le GEP recommande de faire évoluer la méthode d'évaluation dosimétrique mise en œuvre pour mieux couvrir les usages potentiellement les plus sensibles et estimer de manière plus fiable la contribution des sites miniers aux différentes voies d'exposition.

Cela nécessite pour l'exploitant de :

- a. *mieux prendre en compte les situations particulières à travers une méthode reposant sur l'analyse des scénarios d'usage pertinents sur chaque site ;*
- b. *mener un effort d'acquisition de données permettant de disposer de l'ensemble des paramètres nécessaires à la caractérisation précise des expositions pour chacune des voies d'exposition ;*
- c. *réduire les incertitudes sur les parts respectives de l'exposition attribuable aux sites miniers et de l'exposition naturelle pour mieux estimer la première. Cela implique un effort accru de caractérisation du « bruit de fond » naturel autour des sites et/ou d'amélioration et la mise en œuvre des connaissances et des outils de modélisation des transferts depuis les sites, en lien avec les efforts d'études et recherches (recommandation 4). A cet égard il est particulièrement important de s'intéresser au radon.*

6. Le GEP recommande de renforcer l'évaluation des impacts chimiques sur l'homme et de mettre en œuvre, selon une approche graduée, une évaluation des impacts radiologiques et chimiques sur les écosystèmes.

La préoccupation forte attachée à la spécificité radioactive des matières mises en jeu dans les anciens sites miniers d'uranium ne doit pas mettre au second plan leur toxicité chimique. Les exigences et le niveau de mise en œuvre des évaluations d'impact chimique de ces sites sur les populations sont pourtant aujourd'hui

très en retrait des évaluations d'impact radiologique, bien que les méthodes existent. Le GEP juge sur ce point nécessaire de :

- a. *développer chaque fois que c'est pertinent, parallèlement aux évaluations d'impact dosimétrique existantes, des évaluations de l'impact chimique sur les populations. Ces évaluations devront notamment prendre en compte la toxicité chimique de l'uranium et des éléments qui l'accompagnent, ainsi que les apports secondaires liés à l'introduction de réactifs pour le traitement chimique des eaux.*

Par ailleurs, le principe longtemps dominant en radioprotection selon lequel la protection de l'homme conduisait à une protection satisfaisante de l'environnement a retardé la réalisation d'évaluations d'impact sur les écosystèmes. Ce retard porte à la fois sur l'application aux sites miniers d'uranium des méthodes existantes pour le volet chimique, et sur le développement de méthodes spécifiques pour le volet radiologique. L'analyse et le test de certaines de ces méthodes conduit le GEP à recommander de :

- b. *appliquer pour l'évaluation de l'impact environnemental des sites miniers uranifères les méthodes d'évaluation de l'impact radiologique et chimique sur les écosystèmes dont il a pu tester l'intérêt et l'applicabilité dans le cadre de ses travaux. Le GEP souligne que ces méthodes reposent sur une approche dite graduée qui permettra de dimensionner l'effort aux enjeux.*

La mise en œuvre des méthodes d'évaluation d'impact chimique sur l'homme et d'évaluation des impacts sur les écosystèmes, évoquées ci-avant, nécessite un effort pour :

- c. *collecter l'ensemble des données nécessaires. Cet objectif recouvre d'abord une évolution de la surveillance de l'environnement pour disposer des mesures des indicateurs pertinents autour des sites. Il est également à mettre en lien avec l'effort d'études et recherches mentionné précédemment (recommandation 4), via notamment la création de zones ateliers et la prise en compte des travaux des gestionnaires d'espaces naturels pour l'évaluation d'impact sur les écosystèmes ;*
- d. *promouvoir l'utilisation de ces méthodes en s'efforçant d'impliquer au bon niveau les organismes publics ou associatifs porteurs des compétences associées, et en faisant en sorte que ces méthodes soient mieux formalisées.*

Même si cela dépasse le cadre strict de ses missions, le GEP note que dans les régions d'exploitation de gisements uranifères, la population est généralement exposée à une radioactivité naturelle importante indépendamment de l'exposition ajoutée par les anciens sites miniers, et souligne la nécessité d'adapter les politiques de santé publique en conséquence.

7. Le GEP recommande de développer des outils de surveillance et de veille sanitaire dans les zones de radioactivité naturelle importante sur l'ensemble du territoire français telles que les régions uranifères et d'y intensifier la mise en œuvre des politiques de santé publique en matière de protection des populations contre les expositions aux rayonnements ionisants.

Le GEP reconnaît que la question des impacts des sites miniers d'uranium peut ne pas justifier à elle seule la mise en place des outils de surveillance sanitaire, dont l'intérêt est plus large. Il note par ailleurs que la difficulté associée à leur exploitation ne doit pas être négligée. L'existence de tels outils constitue cependant une base indispensable pour aborder la question du risque sanitaire associé aux anciens sites en permettant une quantification des effets, complémentaire de l'évaluation des expositions. Aussi, le GEP préconise de :

- a. *mettre en place, lorsqu'ils font défaut dans les régions concernées, des registres de pathologies (dont les cancers), qui sont actuellement les seuls outils permettant d'identifier, de manière exhaustive, les cas dans une zone d'intérêt ;*
- b. *poursuivre les réflexions sur l'intérêt et la manière de conduire des études de veille sanitaire permettant de rechercher, pour les pathologies d'intérêt et sur une période donnée, une éventuelle surreprésentation du nombre de cas (agrégat) sur certains secteurs géographiques. Ces réflexions porteront notamment sur les facteurs socio-démographiques à prendre en compte dans l'exploitation statistique des données, et sur la définition en amont de critères guidant l'interprétation des résultats issus d'une telle veille.*

Les travaux du GEP montrent la nécessité d'inscrire la réflexion sur la contribution potentielle des anciens sites miniers dans une préoccupation plus large sur les niveaux d'exposition globaux reçus par les popula-

tions des secteurs concernés, avec une vigilance particulière sur les eaux de boisson et le radon. Dans ce contexte, il est important de :

- c. *développer un effort particulier pour caractériser et surveiller la qualité des eaux vis-à-vis des paramètres radiologiques et chimiques d'intérêt, en lien avec les différentes types d'utilisations (alimentation en eau potable, agriculture, puits fermiers...)* ;
- d. *engager une démarche volontariste de dépistage du radon dans les immeubles bâtis - et les bâtiments d'habitation en particulier - situés dans les zones de radioactivité naturelle importante, dont les secteurs miniers d'uranium Cette démarche reposera sur la sensibilisation, l'incitation et éventuellement à terme sur les dispositifs réglementaires en cours d'élaboration.*

D. Faire évoluer les dispositifs de surveillance des sites et des zones situées potentiellement sous leur influence

Les dispositifs déployés sur certains sites dans le cadre de la surveillance réglementaire actuelle des sources, des transferts à l'environnement et des impacts potentiels n'apparaissent pas toujours adaptés aux besoins de connaissances et à la hiérarchie des enjeux. Cette surveillance est de plus orientée vers des indicateurs d'exposition, et doit par conséquent être complétée par une surveillance orientée vers les effets.

8. Le GEP recommande de faire évoluer les dispositifs de surveillance de manière à les rendre plus adaptés à la connaissance des impacts et aux enjeux relatifs à l'évolution des sites, tout en optimisant les moyens mis en œuvre.

Le GEP a appuyé sa réflexion sur l'identification, au sein de chaque site, des différents objets facteurs de risque (stockages, ouvrages miniers, verses...) et sur l'étude, pour chacun d'eux, des phénomènes redoutés (rayonnement, écoulement d'eau, émanation de radon, incorporation de radionucléides). Déclinée site par site, cette démarche conduit à mieux identifier les indicateurs à surveiller et les moyens appropriés. Elle a ainsi permis de dégager certaines priorités reprises dans les bilans de fonctionnement réalisés dans le cadre de la circulaire du 22 juillet 2009. Cette approche « systémique » fournit en effet un cadre pour :

- a. *faire évoluer la surveillance actuelle par la mise en œuvre d'une surveillance basée sur l'analyse, adaptée à chaque contexte, des objets facteurs de risque et des phénomènes redoutés. Le GEP précise ainsi pour chaque objet (travaux miniers, verses, stockages, zones de réutilisation de matériaux, zones d'accumulation de sédiments) des priorités en termes de caractérisation, de surveillance et de gestion⁸⁷.*

Cette démarche doit guider une stratégie d'évolution maîtrisée de la surveillance en déroulant des étapes d'auscultation (compréhension du système) et de démonstration (vérification de l'efficacité des dispositifs) pour parvenir, si les enjeux le justifient, à une surveillance de routine (contrôle de l'évolution du système et vérification du caractère acceptable des impacts). Son application proportionnée site par site doit permettre de :

- b. *s'assurer que le dimensionnement et les orientations des dispositifs de surveillance reposent sur une compréhension suffisante de chaque site. Cette compréhension doit pouvoir être appréciée au travers des bilans de fonctionnement et au vu des résultats des efforts d'études et de recherches engagés en appui ;*
- c. *optimiser les moyens déployés en ciblant mieux d'une part les données utiles au diagnostic de l'état des systèmes et à l'identification des dérives et d'autre part à la caractérisation de l'état de l'environnement et des impacts potentiels. De ce point de vue, le GEP a exprimé des interrogations sur la pertinence de poursuivre des mesures de débit de dose externe (mesures DTL), d'activité alpha potentielle dans l'atmosphère (EAP) ou de concentrations dans les eaux de distribution actuellement effectuées par l'exploitant dans les villages avoisinants. Il a au contraire insisté sur la nécessité de renforcer fortement les mesures effectuées à l'aval des principales verses à stériles, dans les zones*

⁸⁷ Le détail de cette analyse systémique sur les phénomènes redoutés et l'identification des priorités attachées aux différents objets est discuté dans le chapitre consacré à la gestion à court terme (chapitre 6) et résumé sous forme de tableau dans sa synthèse (voir 6.4.).

d'accumulation potentielles des substances rejetées par les sites (mesures sur les sédiments notamment) ou dans les puits fermiers situés dans leur périmètre d'influence ;

- d. adapter les méthodes aux informations recherchées pour chacun des indicateurs couverts par la surveillance, au niveau par exemple des protocoles, du champ ou de la fréquence des mesures. De ce point de vue, le GEP a souligné l'intérêt que représentent des campagnes de mesures complètes, permettant de recueillir des données sur l'ensemble des paramètres et des voies d'exposition pertinents, par rapport à des mesures plus ponctuelles même si elles sont effectuées plus fréquemment ;*
- e. harmoniser l'approche développée sur les différents sites. Pour cela le GEP souligne l'utilité de formaliser une base de travail sous la forme de plans de surveillance type pour chaque catégorie de site.*

La qualité et la crédibilité de la surveillance repose par ailleurs sur des exigences de pluralisme, de contrôle et d'accessibilité des données qui impliquent de :

- f. renforcer les contrôles sur site exercés par les autorités, et produire des données complémentaires à celles de l'exploitant. Il s'agira d'une part de moderniser et redéployer les moyens mis en œuvre autour des sites par l'IRSN dans le cadre de sa mission de surveillance de l'environnement, d'autre part d'encourager, en lien avec les préoccupations locales, la réalisation de campagnes ponctuelles par d'autres laboratoires ;*
- g. garantir l'accessibilité et la lisibilité des données de surveillance. Pour cela, le GEP souligne l'utilité de déployer des dispositifs de balisage sur le terrain, de repérage dans les documents et de géolocalisation des points de mesure, mais également de renforcer l'accès aux données, au niveau régional ou national, notamment via internet et en lien avec la mise en place du Réseau national de mesures.*

9. Le GEP recommande de mettre en œuvre une surveillance des écosystèmes et des habitats, destinée à s'assurer que les effets éventuels sont acceptables, afin de ne pas restreindre la surveillance de l'environnement à la seule surveillance des expositions.

Outre la surveillance sanitaire qui doit s'intégrer dans les objectifs généraux des politiques de santé publique, la prise en compte dans la gestion des anciens sites miniers de la protection des espèces vivantes et des habitats doit conduire à développer une surveillance appropriée des écosystèmes. Cette démarche doit s'inscrire dans un cadre plus global de surveillance des écosystèmes autour des installations industrielles. A partir de l'inventaire des outils et des acteurs intervenant dans ce champ de la surveillance de la nature, le GEP préconise, pour répondre à cette préoccupation, de :

- a. intégrer une surveillance des écosystèmes aux dispositifs de surveillance déployés sur les sites, à chaque fois que les enjeux le nécessitent, en cohérence avec l'approche développée au niveau national. Cette surveillance devra s'appuyer sur une connaissance des espèces de la faune et de la flore spécifiques à chaque site, et si possible de leur sensibilité aux substances radioactives et/ou chimiques mises en jeu ;*
- b. développer parmi les acteurs de la gestion notamment Areva, une meilleure connaissance des outils existants, et renforcer l'implication des services de l'Etat et du monde associatif notamment, pour leur mise en œuvre ;*
- c. veiller à la bonne articulation entre ces dispositifs de surveillance des effets et les évaluations portant sur les impacts. Il s'agit à la fois d'utiliser la connaissance des expositions pour orienter la surveillance des effets vers les écosystèmes potentiellement les plus exposés, et d'être capable d'interpréter les données obtenues sur les effets en les mettant en regard avec les résultats des évaluations d'impact.*

E. Prolonger l'effort de réaménagement pour mettre en place dès aujourd'hui des systèmes aussi robustes que possible à long terme là où la situation le justifie

Les dispositifs de protection existants sur les sites ont été définis au regard des contraintes pratiques liées aux importants volumes en jeu et des exigences réglementaires qui prévalaient à l'époque des réaménagements. Il est ainsi indéniable que ces dispositifs ne présentent pas toujours les caractéristiques nécessaires pour garantir la maîtrise des impacts à long terme. En particulier, les stockages de résidus de traitement ne reposent pas sur les mêmes exigences de confinement et de robustesse vis-à-vis des aléas que celles retenues pour les projets de stockage de déchets radioactifs à vie longue actuellement à l'étude.

La maîtrise des impacts repose sur des mesures de réduction à la source et de restriction des usages dont il est impossible d'assurer une véritable pérennité. Il est dès lors nécessaire de tenir compte de situations dégradées qui pourraient conduire à terme sur certains sites à des impacts significativement plus élevés que ceux estimés aujourd'hui. Ces situations dégradées peuvent par exemple découler d'un abandon non maîtrisé d'une installation de traitement d'eau, d'une altération des couvertures de stockage, ou de réutilisations non contrôlées des sites ou des matériaux qui y sont stockés.

Il existe aujourd'hui un déficit de représentation de l'évolution à long terme et d'analyse et d'action sur les options techniques à mettre en œuvre pour répondre à ces défis. Cet effort indispensable doit être conduit sans attendre, afin de se donner le temps de bien faire tout en s'appuyant sur la connaissance et la capacité opérationnelle actuelles. Cet effort doit toutefois s'attacher à ne pas créer de situations irréversibles ne permettant plus de pallier d'éventuelles erreurs d'appréciation quant à l'évolution d'un site.

10. Le GEP recommande de développer une représentation plus réaliste de l'évolution à long terme des sites, tout en élargissant le champ des scénarios et des sites aujourd'hui considérés.

La formalisation de l'évolution à long terme des anciens sites miniers d'uranium se limite aujourd'hui à une doctrine consacrée aux seuls stockages de résidus. Cette doctrine introduit la possibilité d'une perte de contrôle et de mémoire sur ces sites à long terme et considère un certain nombre d'aléas naturels ou résultant d'actions humaines. Produite en 1999, elle n'a commencé à être mise en œuvre de façon effective que récemment, dans le cadre de la loi de 2006 sur la gestion durable des matières et déchets radioactifs et de la mise en place du PNGMDR. Le GEP pense que cette doctrine devrait évoluer pour :

- a. *étendre la réflexion, au-delà des sites de stockages de résidus, à l'ensemble des sites pouvant présenter des impacts vis-à-vis du long terme. Cette réflexion devra prendre en compte sur chaque site l'ensemble des objets facteurs de risques, en particulier l'existence de rejets nécessitant un traitement, ou la présence de matériaux pouvant induire des expositions significatives, tels que des stériles à teneur élevée en uranium ;*
- b. *aboutir, pour ces sites à forts enjeux, à une prise en compte plus réaliste et complète des scénarios d'évolution à long terme, et pour cela :*
 - i. *s'inscrire dans une perspective de perte certaine des dispositifs mettant en jeu l'intervention humaine. Les horizons de temps envisageables pour le maintien de ces dispositifs, peuvent a priori être estimés de quelques années à quelques centaines d'années, en fonction du degré d'intervention qu'ils exigent, depuis les plus « actifs » (traitement des eaux) jusqu'aux plus « passifs » (archives, servitudes) ;*
 - ii. *recenser et évaluer les processus naturels et les actions humaines capables de faire évoluer le fonctionnement des systèmes en place ou l'environnement des sites au point d'en modifier les impacts. Ce travail devra intégrer les caractéristiques de chaque site et les enjeux locaux pour identifier les scénarios associés à la vulnérabilité des dispositifs de maîtrise des risques spécifiques à chaque site et ne pas se limiter à décliner des scénarios génériques.*

11. Le GEP recommande d'engager une réflexion technique et sociétale sur les solutions susceptibles de renforcer, par une action à court terme, la robustesse des systèmes existants en vue de maîtriser les impacts à long terme.

Compte tenu de la situation actuelle des sites, il n'existe pas de solution simple et générique pour faire évoluer les dispositifs existants vers des dispositifs *a priori* significativement plus robustes à long terme. Les options envisageables doivent être précisées sur les différents sites pour orienter dès que possible les décisions sur la gestion du long terme et apprécier l'importance qui devra être accordée aux actions de maintenance, de maîtrise foncière ou de restriction des usages. Dans cette perspective, un travail impliquant l'ensemble des acteurs et permettant de mettre en perspective les avantages et inconvénients des différentes options de gestion doit être conduit pour :

- a. *approfondir l'inventaire des solutions envisageables, en lien avec l'expérience internationale et avec l'expérience d'autres domaines. Cet inventaire portera plus particulièrement sur les dispositifs de réduction à la source reposant sur une intervention humaine et s'intéressera aux moyens, soit de se passer de ces dispositifs tout en préservant un niveau d'impact le plus faible en regard des connaissances du moment et ce y compris à long terme, soit de les faire évoluer de manière à les rendre moins dépendant d'actions de maintenance ;*

- b. *développer et qualifier des options techniques sur l'évolution des dispositifs de réduction à la source reposant sur une intervention humaine. Cette action, qui vise les cas où le maintien des dispositifs s'avère indispensable, doit permettre en priorité de :*
 - i. *poursuivre et étendre les actions de recherche et développement sur les techniques de traitement des eaux dites passives, en vue de disposer de solutions alternatives au traitement chimique actif actuel, de renforcer son efficacité et de minimiser l'intervention de l'opérateur ;*
 - ii. *évaluer les différentes options envisageables pour renforcer la pérennité des couvertures à long terme, en tenant compte de leurs différentes fonctions et des dégradations envisageables lorsqu'elles ne seront plus entretenues ;*
 - iii. *s'interroger, vis-à-vis des impacts à long terme, sur la pertinence d'avoir recours à ces couvertures pour isoler les stériles les plus riches et limiter ainsi l'impact des vers.*

Lors de la mise en œuvre de la démarche précédente, le GEP souligne l'utilité d'étudier la pertinence éventuelle de solutions apparemment pénalisantes à court terme mais permettant de réduire sensiblement les enjeux à long terme. Il appelle donc à :

- c. *élargir le champ de la réflexion à des solutions visant à réduire par une action à la source les enjeux à long terme. Tout en restant attentif aux conditions éventuelles de recours à de telles alternatives, du point de vue de leur impact potentiel à court terme et de leur rapport « coût / bénéfice », des actions sur les matières stockées et sur les écoulements d'eau peuvent ainsi être envisagées de manière à :*
 - i. *étudier le retrait de quantités limitées de matières particulièrement actives (matériaux à l'origine d'anomalies importantes, vers contenant des stériles à forte teneur en uranium, éventuellement stockages de résidus de faibles volumes) présentes sur un site, pour les stocker sur un autre site dans des conditions plus favorables ;*
 - ii. *étudier la possibilité d'une réutilisation contrôlée de matières. L'utilisation maîtrisée de stériles, par exemple en remblais routiers, n'est pas souhaitable en regard du court terme. Toutefois, au regard du long terme, elle pourrait correspondre à une solution plus robuste que le stockage actuel en vers vis-à-vis du risque de réutilisation non contrôlée ;*
 - iii. *étudier l'hypothèse d'une modification volontaire des écoulements des eaux. Par exemple sur un site où le traitement des eaux est nécessaire, augmenter volontairement la circulation des eaux pour accélérer la lixiviation peut augmenter le volume des déchets de traitement sur le court terme mais réduire la source non contrôlée à long terme. Par ailleurs, si un autre milieu récepteur présente un facteur de dilution plus important, l'étude d'une modification de l'exutoire peut présenter un intérêt au regard d'une gestion à long terme.*

12. Le GEP recommande de préparer et de formaliser le processus de décision pour favoriser la mise en œuvre à court terme des options de gestion du long terme.

L'attention portée aujourd'hui aux anciens sites miniers d'uranium est de nature à renforcer, dans le court terme, la maîtrise de leurs impacts. En lien avec les recommandations relatives à la transition vers un dispositif institutionnel spécifique, le GEP souligne la nécessité de s'appuyer sur cette situation pour mettre en place un processus actif d'évaluation et de décision. Il s'agit de préciser pour chaque site l'existence et la nature des impacts à long terme pour décider des options de gestion et des étapes de leur mise en œuvre. Dans cette perspective, il est nécessaire de :

- a. *établir dès que possible une liste préliminaire des sites justifiant d'une gestion spécifique à long terme, de ceux susceptibles d'évoluer vers un arrêt de la surveillance gardant la mémoire de leur existence. Cette liste comprendra l'ensemble des sites abritant les stockages de résidus, et devra s'élargir à l'ensemble des sites où la maîtrise des impacts ne peut être assurée sans dispositifs nécessitant l'intervention humaine, ou pour lesquels des restrictions d'usages devront être maintenues ;*
- b. *développer les outils nécessaires à l'évaluation des options sur le plan sanitaire, environnemental et socio-économique. On s'attachera en particulier à :*
 - i. *élargir le champ, préciser l'interprétation et affiner la méthode des évaluations d'impact. Les aménagements de la méthode d'évaluation d'impact dosimétrique proposés par le GEP pourront être appliqués aux scénarios réalistes développés pour le long terme. L'évaluation d'impact à long terme doit également prendre en compte l'impact chimique sur les populations, et envisager la question des impacts sur l'environnement. Les évaluations devront prendre en compte la répartition des im-*

pacts dans l'espace et le temps, et devront être utilisées dans une démarche de comparaison des options plutôt que de validation vis-à-vis de niveaux à atteindre ;

- ii. s'appuyer sur les sciences économiques et sociales pour construire un cadre d'évaluation des coûts et des bénéfices associés aux différentes options. Ce cadre devra prendre en compte les coûts directs attachés aux dispositifs de protection et de surveillance, mais également les coûts et bénéfices indirects liés par exemple aux évolutions des usages ;*
- c. conduire sur chacun des sites présentant des enjeux à long terme un processus d'analyse et de concertation pour identifier, valider et accompagner les solutions techniques sur lesquelles reposera la gestion du long terme. Cette démarche s'appuiera sur des scénarios réalistes, sur la discussion des options et sur des évaluations complétées.*
- d. intégrer l'ensemble de ces réflexions dans un corps de doctrine qui pourra s'appuyer sur l'application de la démarche à quelques cas concrets. Cette doctrine devra notamment fournir un guide méthodologique pour valider les solutions techniques et pour déterminer précisément l'état à atteindre avant le transfert de la gestion d'un site de l'exploitant vers une entité publique.*

F. Poursuivre la mise en œuvre des principes d'information et de participation pour en faire les leviers d'une véritable gestion durable des sites

Le développement de controverses publiques et de crises médiatiques sur la gestion des anciens sites miniers d'uranium s'est nourri d'un déficit d'information et de concertation, que des initiatives locales ou nationales ont entrepris depuis plusieurs années de combler. Les dispositifs mis en place démontrent l'utilité des efforts accomplis et la nécessité de les poursuivre, comme le propose la circulaire du 22 juillet 2009.

La mise en œuvre des principes d'information et de participation est non seulement un droit fondamental, conformément à son inscription dans la Charte de l'environnement adossée à la Constitution, mais elle constitue un outil essentiel à la bonne gestion de la situation actuelle. Elle apparaît en effet comme le moteur indispensable pour donner aux orientations sur la gestion à long terme des sites la dynamique collective nécessaire.

13. Le GEP recommande de poursuivre et de compléter la collecte et la mise à disposition des informations relatives à la localisation et à l'état de connaissance des sites, ainsi qu'à la surveillance mise en place. Il recommande également de veiller à la constitution des archives et à la matérialisation d'information sur les sites eux-mêmes.

Le travail d'information sur la situation des anciens sites miniers d'uranium revêt à court terme un triple enjeu de collecte d'une information avant son oubli, de renseignement pour la démarche de gestion et de mobilisation des acteurs locaux. Pour le long terme, l'organisation sous forme d'archives utiles et la signalisation sur les sites contribuent à rendre plus robustes les options techniques pour la maîtrise des impacts. Il faut donc :

- a. approfondir l'effort de collecte et de partage de l'information sur les sites, au niveau local et au niveau national, et pour cela :*
 - i. poursuivre le travail d'inventaire et d'information engagé avec le programme MIMAUSA et l'étendre aux zones de réutilisation des stériles, en lien avec leur recherche dans le cadre de la circulaire du 22 juillet 2009. La démarche devra veiller à associer la population locale afin de recueillir la mémoire attachée à la période d'exploration et d'exploitation avant qu'elle ne se perde ;*
 - ii. poursuivre le travail d'information sur l'état des sites et l'évaluation de leurs impacts, en renforçant le contenu des bilans de fonctionnement. On s'assurera que ceux-ci sont facilement accessibles, notamment en leur donnant une visibilité durable via les sites internet des services de l'Etat, et si possible via la base de données MIMAUSA ou un portail Internet dédié ;*
 - iii. développer une information sur la surveillance mise en place autour des sites et ses résultats. Les données, associées à un repérage sur le terrain, devront également être facilement accessibles, notamment via des sites internet d'intérêt régional et d'intérêt national. À ce titre, le GEP souligne l'intérêt de disposer d'un portail rassemblant les différents résultats de la surveillance de l'environnement dans le cadre de la mise en place du Réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement (RNM) ;*

- b. *développer et qualifier des options techniques sur le renforcement des dispositifs d'information et de mémoire. Cette politique de mémoire visera en priorité à :*
 - i. *favoriser l'inscription d'informations concernant les sites et les risques associés dans les documents locaux d'urbanisme ;*
 - ii. *définir l'organisation des archives. La réflexion devra porter à la fois sur l'entité chargée de cette mission, sur la nature et le degré de détail des informations à archiver, et sur les modalités de constitution, de gestion et d'utilisation de ces archives, au niveau local et au niveau national. Il est essentiel de donner à ces archives un caractère public, visible et facilement accessible ;*
 - iii. *définir le contenu et les modalités d'une signalisation sur le terrain des anciens sites miniers d'uranium, en distinguant les besoins à court ou moyen terme (panneaux d'information) et les besoins à long terme (bornes de mémoire) lorsqu'ils sont pertinents. On pourra également s'appuyer sur l'utilisation du remodelage pour signaler, par des formes intégrées mais non naturelles, l'origine humaine de certains éléments du paysage.*

14. Le GEP recommande d'appuyer la gestion des sites sur la concertation locale, en renforçant notamment le rôle, l'assise juridique et les moyens des Commissions locales d'information et de suivi créées autour des sites.

Le GEP a très tôt insisté sur le rôle des Commissions locales d'information et de suivi pour articuler l'expertise sur les sites et leur gestion avec la réflexion des acteurs locaux à l'échelle des territoires concernés. Il a pu engager un dialogue avec la CLIS sur les anciens sites miniers d'uranium de Haute-Vienne, et se trouve à l'origine de la généralisation des CLIS demandée par la circulaire du 22 juillet 2009. Ces instances ont un rôle moteur à jouer pour impulser la gestion du long terme et devront être sollicitées au niveau local en particulier pour la mise en œuvre de la recommandation 13 ci-dessus. Des formes complémentaires de concertation pourront également être développées. On s'attachera dans ce domaine à :

- a. *donner une assise juridique aux CLIS et stimuler leur implication, en veillant en particulier à :*
 - i. *associer les CLIS de manière plus systématique en sollicitant leur avis à chacune des étapes de la vie des sites, dont la définition des orientations de surveillance et l'arbitrage sur les options de gestion du long terme ;*
 - ii. *élargir leurs missions notamment vers les questions relatives à l'aménagement, à la valorisation éventuelle et à l'intégration des sites miniers dans les projets territoriaux ;*
 - iii. *leur fournir les moyens nécessaires à l'exercice de ces missions.*
- b. *développer plus largement un cadre favorable à l'émergence d'un véritable débat sociétal sur les options à prendre sur la gestion des anciens sites miniers d'uranium. Il s'agit notamment de faire en sorte que les questions socio-économiques soient davantage prises en considération dans les choix sur la surveillance et le réaménagement pour le long terme des sites. Une réflexion devra être engagée pour identifier les dispositifs les mieux adaptés pour rechercher dans cette perspective une implication directe des citoyens ;*
- c. *s'appuyer sur la concertation pour développer la maîtrise des usages en relation avec celle des impacts. Les conditions de réutilisation des sites ou les restrictions d'usages ne peuvent être garanties à long terme, mais des moyens existent pour en asseoir et en prolonger la portée. Il faut pour cela chercher à inscrire ces conditions dans la mémoire collective, à les ancrer dans une planification du développement du territoire, et à organiser leur révision périodique. Des outils de concertation spécifiques, s'inspirant des Plans de prévention des risques miniers (PPRM), peuvent ainsi renforcer l'application de servitudes d'utilité publique (SUP), seules à même de garantir une efficacité au-delà de quelques années.*

15. Le GEP recommande de préserver les acquis de l'approche pluraliste qu'il a construite sur ce dossier. Il souligne la nécessité de maintenir un dialogue pluraliste au niveau local et national pour renforcer le partage d'information et le suivi des actions, et d'envisager l'approfondissement de certaines questions à travers une expertise pluraliste spécifique.

L'expérience du GEP a confirmé la pertinence d'une approche pluraliste pour saisir la spécificité et la complexité des anciens sites miniers d'uranium dans leurs multiples dimensions. La construction d'une expertise commune est de nature à éclairer la concertation et le débat public sans se substituer à eux. Le travail

qui reste à accomplir pour opérer la transition de la situation actuelle vers une véritable gestion à long terme des sites nécessitera, à certaines étapes au moins, la poursuite d'autres formes d'expertise pluraliste. La richesse collective du GEP c'est à dire sa capacité à intégrer la connaissance et les positions des différents acteurs, constitue dans cette perspective un capital à valoriser. Le GEP souligne l'intérêt de :

- a. *partager au niveau local d'abord, mais aussi national et même international, l'analyse et le retour d'expérience qu'il a acquis. Cela passe en particulier par un effort pour :*
 - i. *favoriser la montée en compétence des acteurs des territoires concernés, au sein des CLIS notamment. Le GEP propose dans ce cadre de mettre en place une information systématique des CLIS sur ses conclusions. On encouragera plus largement les actions d'information voire de formation des CLIS, et leur mise en réseau, par exemple à travers une rencontre annuelle des CLIS au niveau national permettant de mutualiser les succès et les difficultés et d'en faire une évaluation pluraliste lorsque nécessaire ;*
 - ii. *maintenir un dialogue pluraliste au niveau national sur ce dossier, notamment en favorisant une appropriation des travaux du GEP par les instances pluralistes de concertation chargées de missions plus larges au niveau national. Les propositions du GEP pourront notamment éclairer les réflexions du Haut comité pour la transparence et l'information sur la sécurité nucléaire (HCTISN) et du Groupe de travail du PNGMDR ainsi que d'autres instances institutionnelles ;*
 - iii. *encourager le partage d'expérience au niveau international. Le GEP constitue une initiative originale, susceptible d'intéresser les acteurs chargés de la gestion des anciennes mines d'uranium dans d'autres pays, et dont les conclusions peuvent fournir le support à un échange technique plus approfondi avec certains d'entre eux.*
- b. *s'appuyer sur une expertise pluraliste pour poursuivre l'instruction du dossier. Il ne s'agit pas de rendre une structure comme le GEP pérenne mais de mobiliser ponctuellement l'expertise pluraliste pour :*
 - i. *approfondir la réflexion et produire des orientations sur des sujets spécifiques tels que l'élaboration des plans de surveillance ou les conditions de prise en charge des sites par une entité publique. L'expertise pluraliste à mobiliser pourra se baser sur la composition du GEP en l'adaptant pour resserrer les compétences, par exemple sur des questions plus locales, ou au contraire les élargir pour intégrer davantage les préoccupations socio-économiques ;*
 - ii. *accompagner l'élaboration de documents guides et leur mise en œuvre sur l'ensemble des sites par un suivi régulier au sein d'une instance d'expertise pluraliste. Il s'agirait ici de solliciter, de façon plus ou moins périodique, les avis d'un groupe d'expertise dédié sur les productions et les actions dérivées des recommandations du GEP.*

Références

- Areva NC, 2004, *Bilan décennal environnemental 1994-2003*.
- Areva NC, 2007, *Méthodologie pour l'évaluation de l'impact dosimétrique des sites de stockage de résidus de traitement de minerais d'uranium*.
- Areva NC, 2009, *Bilan de fonctionnement pour le département de la Corrèze*.
- Areva NC, 2009, *Bilan de fonctionnement pour le département de la Creuse*.
- Barbey P., 2009, *Normes de base relatives à la radioprotection*, Rapport commandité par l'ASN dans le cadre des travaux du GEP Mines.
- Barthélémy F., Combes A., Conseil général des Ponts et Chaussées, 1993, *Déchets faiblement radioactifs, 1ère partie : stockage de résidus de traitement de minerai d'uranium*.
- Beaugelin-Seiller K. et Garnier-Laplace J., 2007, *Méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux rejets de substances radioactives, Application au cas des sites miniers de Haute Vienne*, Rapport IRSN/DEI/SECRE n°07-035.
- Beaugelin-Seiller K., Garnier-Laplace J., Gilbin R., Della-Vedoca C., 2008, *Contribution à l'évaluation du risque environnemental associé aux rejets d'uranium dans le bassin versant du Ritord*, Rapport IRSN/DEI/SECRE n°08-040.
- Beaugelin-Seiller K., Garnier-Laplace J., Gilbin R., Février L., 2009, *Prise en compte de l'influence de la spéciation chimique de l'uranium dans l'analyse de ses effets écotoxiques en eau douce - Développement méthodologique et application au cas du Ritord*, Rapport IRSN/DEI/SECRE/2009-38.
- Beaugelin-Seiller K., Garnier-Laplace J., Gilbin R., 2009, *Vers la proposition d'une norme de qualité environnementale pour l'uranium en eau douce*, Rapport IRSN/DEI/SECRE/2009-015.
- Billon S. et al, 2004, *Evaluation de l'exposition française à la radioactivité naturelle*, Radioprotection Vol. 39-2, pp. 213-232.
- Birraux C. (Rap.), OPECST, 1996, *Rapport sur le contrôle de la sûreté et de la sécurité des installations nucléaires - Tome 2 : Déchets miniers / Effluents du CEA*.
- Boumédiène F., Leleu J-P., Quet F. 2009, *Une méthode de veille sanitaire autour des anciens sites d'exploitation d'uranium - Approche expérimentale en Limousin*, Rapport GEOLAB - Registre général des cancers en Limousin réalisé dans le cadre des travaux du GEP Mines.
- Brunet P., 2004, *La nature dans tous ses états : Uranium, nucléaire et radioactivité dans le Limousin*, Collection sociologie, Presse Universitaire de Limoges.
- Cazala C., 2003, *Etude du comportement des radionucléides de la famille de l'uranium en milieu continental : application au département de la Haute-Vienne (Limousin)*, Thèse de l'université Paris VI.
- CEMRAD, 2003, *Etangs de la Crouzille et du Mazeau, Etude complémentaire*.
- CRIIRAD, 1994, *Etudes radioécologiques sur la division minière de la Crouzille*, 3 volumes.
- CRIIRAD, 2004, *Assistance technique pour la préparation du dossier soumis à enquête publique concernant les réserves de la Crouzille et de Gouillet*, Rapport CRIIRAD n°04-26.
- Chisté V., Bé M-M. et Dulieu C., 2008, *Evaluation de la chaîne du radium 226*, Laboratoire National Henri Becquerel, Note LNHB2008/59.
- Conseil supérieur d'hygiène publique de France, 2003, *Les sites miniers d'uranium*.
- Desgraupes P. (Pdt), *Commission d'examen des dépôts de matières radioactives*, 1991, Rapport concernant les dépôts de matières radioactives.
- GEP, 2007, *Rapport d'étape du Groupe d'expertise pluraliste sur les sites miniers d'uranium du Limousin*, juin-décembre 2006.
- GEP 2008, *Deuxième rapport d'étape du Groupe d'expertise pluraliste sur les sites miniers d'uranium du Limousin*, janvier-juin 2007.

GEP 2009, *Troisième rapport d'étape du Groupe d'expertise pluraliste sur les sites miniers d'uranium du Limousin*, janvier-décembre 2008.

GEP 2010, *Surveillances environnementale, des écosystèmes et sanitaire - Risque environnemental - Impacts dosimétrique et sanitaire*, Rapport du Groupe de travail 2.

IPSN, Département de Protection de l'Environnement, 1999, *Doctrine en matière de réaménagement des stockages de résidus de traitement de minerai d'uranium*, Note technique DPRE/SERGD/99-42.

IRSN, 2007, *Expertise globale du bilan décennal environnemental d'Areva NC, 1ère partie : stockage de Bellezane et impact environnemental à l'échelle du bassin versant du Ritord*, Rapport DEI/SARG/2007-01.

IRSN, 2007, *Expertise globale du bilan décennal environnemental d'Areva NC. 2ème partie : impact environnemental à l'échelle des bassins versants et évaluation de la surveillance*, Rapport DEI/SARG/2007-042.

IRSN, 2007, *Inventaire national des sites miniers d'uranium, version 2*, Inventaire réalisé dans le cadre du programme MIMAUSA à la demande du Ministère de l'écologie.

IRSN, 2008, *Expertise globale du bilan décennal environnemental d'Areva NC. 3ème partie : réutilisation de stériles miniers dans le domaine public*, Rapport DEI/SARG/2008-035.

IRSN, 2008, *Evaluation de l'impact dosimétrique a long terme de stockage de résidus de traitement de minerais d'uranium*, Rapport DEI/SARG/2008-009.

IRSN, 2009, *Bilan de l'état radiologique de l'environnement français en 2008*, Rapport DEI/2009-04.

Le Déaut J.-Y. (Rap.), OPECST, 1992, *Rapport sur la gestion des déchets très faiblement radioactifs*.

Mays C., Charron S., 2003, *Etude de la demande sociale de surveillance environnementale des Stockages de Résidus Miniers d'Uranium*.

AIEA, 1999, *Aspects environnementaux de la production d'uranium*.

AIEA, 2002, *Réaménagement de l'environnement des sites de production d'uranium*.

PNGMDR, 2007, *Plan National de Gestion des Matières et des Déchets Radioactifs 2007-2009*.

Rannou A., 1985, *Contribution à l'étude du risque lié à la présence du radon 220 et du radon 222 dans l'atmosphère des habitations*, mémoire de Thèse.

Rannou A., 1999, *Connaissances actuelles des sources d'irradiation naturelle*, Radioprotection Vol.34-4.

Rivasi M. (Rap.), OPECST, 2000, *Les conséquences des installations de stockage des déchets nucléaires sur la santé publique et l'environnement*.

Servant A.-C., Cessac B., 2001, *Méthode d'évaluation de l'impact des sites de stockage de résidus de traitement de minerais d'uranium*, Rapport IPSN/DPRE/SERGD 01-53.

Spurny F., Bottollier-Depois J.-F. et Decossas J.-L., 2006, *Exposition aux rayonnements d'origine naturelle tellurique et cosmique : les études franco-tchèques*, Radioprotection Vol. 41-5, pp.195-208.

Spurny F., Granger V., Niort I., Royer A., Vareille J.-C. et Decossas J.-L., 2006, *Evaluation de l'exposition due aux rayonnements d'origine naturelle en Limousin : étude de cas*.

Glossaire

Afin de faciliter la lecture et la compréhension du rapport, il est proposé ici un glossaire explicitant les termes techniques utilisés. Ce glossaire n'est pas exhaustif et ne vise pas à définir l'ensemble des termes du rapport.

Ce glossaire s'organise en deux parties. Une première partie générique reprenant, pour qui souhaiterait s'intéresser à la problématique des sites miniers d'uranium, les principales notions de radioprotection et une seconde partie thématique reprenant les principaux termes techniques utilisés.

Glossaire générique

Activité : L'activité caractérise l'intensité d'une source radioactive, c'est-à-dire le nombre de désintégrations par unité de temps dont elle est le siège. L'activité s'exprime en *becquerel* (Bq) ou en multiples du becquerel.

Becquerel : Un becquerel (Bq) est égal à une désintégration par seconde. Des multiples de cette unité sont fréquemment utilisés : le kilo becquerel (1kBq = 1000 Bq), le Méga becquerel (1MBq = 1 million de Bq), le Giga becquerel (1GBq = 1 milliard de Bq), le Téra becquerel (1TBq = mille milliards de becquerel). L'ancienne unité était le curie (Ci) qui équivaut à 37 GBq. Le curie correspondait à l'activité d'un gramme de radium 226.

Chaîne radioactive (ou de désintégration) d'un radionucléide : succession des différents *radionucléides* fils apparaissant au cours du temps par transformations spontanées des membres de la chaîne. La chaîne se termine sur un isotope stable (non *radioactif*). Pour ²³⁸U et ²³⁵U, les deux chaînes aboutissent à un isotope du plomb, respectivement ²⁰⁶Pb et ²⁰⁷Pb.

Débit de dose : Quotient de l'accroissement de dose par la durée de l'intervalle de temps durant lequel elle est délivrée. L'unité légale est le *gray* par seconde (Gy/s). Comme cette unité est très élevée, le débit de dose s'exprime souvent en millième de gray par heure (mGy/h) ou en millionième de gray par heure (µGy/h)

Désintégration : Transformation d'un noyau instable en noyau stable ou instable, avec modification du nombre et de la nature des nucléons (protons et neutrons, constitutifs du noyau initial). Cette désintégration s'accompagne de l'émission d'une particule alpha ou bêta et d'un ou plusieurs photons gamma. On parle aussi de rayonnements alpha, bêta, gamma émis par un atome.

Dose absorbée : Quotient de l'énergie moyenne communiquée à une quantité de matière, exposée à un rayonnement ionisant, par son poids. Cette dose physique ne prend pas en considération les dommages créés par ce dépôt d'énergie dans la masse de matière considérée. Elle s'exprime en *gray* (Gy) : 1 gray correspond à une énergie absorbée de 1 joule par kilogramme de matière.

Dose équivalente : Dose physique (Gy) reçue par un organe ou un tissu, pondérée par un facteur de pondération du rayonnement (W_R) spécifique à la nature du rayonnement source de l'irradiation. Ce *facteur de pondération* est fonc-

tion de la radiotoxicité propre à chaque type de rayonnement. La dose équivalente s'exprime en *sievert* (Sv).

Dose efficace : Somme des *doses équivalentes* délivrées aux différents organes et aux tissus d'un individu, pondérée par un facteur de pondération tissulaire (W_T) propre à chaque organe ou tissu. Ce facteur de pondération tissulaire (W_T) traduit le fait que pour une même dose chaque tissu ou organe développe plus ou moins de cancer. La dose efficace s'exprime en sievert (Sv).

Dose efficace engagée : Lorsqu'un radionucléide est incorporé dans l'organisme, par voie respiratoire, digestive ou cutanée, les rayonnements qu'il émettra, durant tout son séjour, délivreront un débit de dose continu. La dose totale qu'il délivrera s'appelle « la dose efficace engagée ». Cette dose relève d'un calcul et non d'une mesure. C'est la somme des doses efficaces reçues par les organes, depuis l'instant où le radionucléide a été introduit dans l'organisme jusqu'au moment où il aura été biologiquement évacué, ou une fois arrivé en fin de vie de la personne. D'un point de vue conventionnel, la durée d'intégration de cette dose interne, retenue par la réglementation européenne, est de 50 ans pour les adultes et de 70 ans pour les enfants.

Dosimétrie : Théorie et application des principes et des techniques de mesures ou d'estimation des doses de rayonnements ionisants reçues ou susceptibles de l'être.

Energie Alpha Potentielle (EAP) : C'est la somme des énergies des particules alpha (généralement exprimée en nano joule ou en milliardième de joule), émises au cours de la désintégration de tous les produits de filiation à vie courte issus d'un atome de radon. La concentration en EAP (ou EAP volumique) est la somme des EAP de tous ces descendants à vie courte présents à un instant donné par unité de volume d'air. C'est donc l'énergie maximale qui peut être délivrée, par les radionucléides émetteurs alpha présents dans ce volume d'air. L'unité est le nanojoule par mètre cube (nJ.m⁻³).

Élément (chimique) : Ensemble d'atomes ayant le même nombre (Z) de protons dans leur noyau et d'électrons autour du noyau. Ces atomes peuvent différer par le nombre de neutrons (N) dans leur noyau. Les différents atomes sont des isotopes. Un élément chimique est caractérisé par son poids atomique qui correspond à sa composition isotopique.

Facteur de pondération tissulaire : A chacun des organes ou tissus pour lequel les rayonnements sont susceptibles d'induire un détrimement sanitaire (cancer...), il a été défini un facteur W_T (sans dimension) qui est égal à la fraction du risque total, induit au niveau de l'organe considérée. La somme des facteurs de pondération tissulaires est égale à l'unité.

Gray (unité de dose absorbée) : Une *dose physique* de 1 gray (Gy) correspond à une énergie absorbée de 1 joule par kilogramme de matière.

Impact dosimétrique : C'est l'évaluation de la *dose efficace* reçue, par une personne ou un groupe de personnes, par exposition externe et par exposition interne. Elle est due aux radionucléides présents dans l'air, dans l'eau ou dans les

produits alimentaires. Réglementairement, cette évaluation est faite pour une année donnée. L'évaluation de cet impact résulte d'un calcul fondé notamment sur des hypothèses de mode de vie, de consommation et sur la mesure des contaminations radioactives des produits consommés et de l'air inhalé.

Isotopes : Atomes dont les noyaux possèdent le même nombre de protons mais un nombre de neutrons différent. Les isotopes, stables ou radioactifs, d'un même élément chimique, ont tous les mêmes propriétés chimiques.

Période radioactive : Temps nécessaire pour qu'un nombre d'atomes radioactifs (ou leur activité) ait diminué de moitié. La période radioactive varie d'un radionucléide à un autre : 3,82 jours pour le ^{222}Rn , 1600 ans pour le ^{226}Ra et 4,47 milliards d'années pour l' ^{238}U .

Radioactif : Propriété de certains atomes de se transformer spontanément par désintégration de leurs noyaux en d'autres atomes. La désintégration est accompagnée de l'émission de rayonnements

Radioélément : Élément chimique naturel ou artificiel dont tous les isotopes sont radioactifs. C'est le cas de l'uranium (^{238}U et ^{235}U) et du thorium. Chacun de ses isotopes est un *radionucléide*.

Radionucléide : *Isotope* instable, naturel ou artificiel, qui se désintègre spontanément en donnant un autre isotope (stable ou instable) et en émettant un ou plusieurs rayonnement (photons, X ou gamma) ou particules (électrons, alpha).

Radioprotection : Ensemble des méthodes et des moyens mis en œuvre pour assurer, à court, moyen et long termes, la protection des travailleurs et des personnes du public contre les rayonnements ionisants.

Radon : *Radioélément* naturel (^{220}Rn et ^{222}Rn), généré sous forme gazeuse au sein des sols, des roches ou des matériaux de construction, par désintégration du ^{224}Ra et du ^{226}Ra présents dans la croûte terrestre.

Rayonnements : les matières radioactives émettent lors de leur désintégration des rayonnements ionisants dont on distingue essentiellement trois types :

- **Alpha**, formé de noyaux d'hélium (2 protons et 2 neutrons), très peu pénétrant. Les « alpha » sont arrêtés par la couche superficielle de la peau. Son trajet dans les tissus biologiques ne dépasse pas quelques dizaines de micromètres. Il est donc très fortement ionisant (4,2 à 7,7 MeV pour l'uranium naturel et ses descendants). La dose délivrée localement par une particule alpha, à quelques centaines de cellules, est donc importante.
- **Bêta**, formé d'électrons de charge négative (bêta moins) ou positive (bêta plus). Les « bêta » sont arrêtés par quelques mètres d'air ou par quelques millimètres de tissu biologique. Ils traversent les couches superficielles de la peau (70 micromètres en moyenne) et atteignent la couche basale de l'épiderme.
- **Gamma**, formé de photons d'énergie variable présentant une densité d'ionisation faible mais très pénétrants. Ils peuvent parcourir plusieurs centaines de mètres dans l'air : il faut d'importantes épaisseurs d'écrans, en eau, terre, béton ou métaux lourds, comme le plomb par exemple, pour les arrêter ou diminuer significativement le flux du rayonnement.

Les rayonnements *alpha* et *bêta* délivrent généralement la totalité de leur énergie, à un ou plusieurs organes ou tissus, si le radionucléide qui les émet a pénétré dans l'organisme, par voie respiratoire ou digestive.

Terme source : Dans un modèle mathématique, expression de la nature, de la quantité et de la vitesse du rejet des produits *radioactifs* d'une source radioactive par exemple une installation nucléaire, soit en fonctionnement normal, soit au cours d'un accident réel ou supposé. Le terme source sert à évaluer les conséquences d'un tel rejet dans l'environnement (son *impact dosimétrique*).

Voies de transfert : voies physico-chimiques, biochimiques et biologiques par lesquelles les *radionucléides* présents dans l'environnement parviennent à l'homme, par voie respiratoire (gaz et poussières radioactifs), par l'intermédiaire de l'eau, et de la chaîne alimentaire (légumes, fruits, viandes, poissons, produits lactés).

Glossaire thématique

Adsorption : Rétention à la surface d'un solide des molécules d'un gaz ou d'une substance en solution ou en suspension. L'adsorption met en jeu des forces de nature physique. Si des interactions de nature chimique interviennent on parle alors de sorption.

Arène : Produit de consistance sableuse, issu de l'altération d'une roche cristalline.

Bassin versant : Entité géographique spatiale qui concourt à l'alimentation d'un cours d'eau. Le bassin versant est délimité par des lignes de partage des eaux. Il est également dénommé impluvium.

Bio indication : La bio indication consiste à suivre in situ des populations naturelles dont la sensibilité aux toxiques d'intérêt est caractérisée par une évolution connue de certaines de leurs caractéristiques (stades sensibles de la vie d'un écosystème terrestre ou aquatique).

Compartiment : Espace biologique situé dans un organisme vivant ou dans un écosystème. Cet espace est le plus souvent d'un volume mesurable, occupé de manière homogène (concentration) par une substance ou une population moléculaire, ayant un comportement donné et une forme physico-chimique unique.

Déchets radioactifs : Sous-produits non valorisables de l'utilisation de matières radioactives notamment dans l'industrie nucléaire civile et militaire. La classification française usuelle repose sur deux paramètres importants pour définir le mode de gestion approprié : le niveau d'activité des éléments radioactifs contenus et leur période. Cette classification comprend les principales catégories suivantes :

- les déchets de haute activité (HA), principalement constitués des colis de déchets vitrifiés issus du retraitement des combustibles usés après retraitement. Ces colis de déchets concentrent la grande majorité des radionucléides, qu'il s'agisse des produits de fission ou des actinides mineurs. Le niveau d'activité de ces déchets est de l'ordre de plusieurs milliards de Bq par gramme.
- les déchets de moyenne activité à vie longue (MAVL), également principalement issus des activités de traitement. Il s'agit des déchets technologiques (outils usagés,

équipements...), de déchets issus du traitement des effluents comme les boues bitumées et des déchets de structure, les coques et embouts constituant de la gaine du combustible nucléaire, conditionnés dans des colis de déchets cimentés ou compactés. L'activité de ces déchets est de l'ordre d'un million à un milliard de Bq par gramme.

- les déchets de faible activité à vie longue (FAVL), essentiellement des déchets de graphite et des déchets radifères. Les colis de déchets de graphite, provenant principalement du démantèlement des réacteurs de la filière uranium naturel graphite gaz, ont en ordre de grandeur une activité se situant entre dix mille et cent mille Bq par gramme. L'activité à long terme est essentiellement due à des radionucléides émetteurs bêta à vie longue. Les déchets radifères, en majorité issus d'activités industrielles non-nucléaires (comme le traitement de minéraux contenant des terres rares), sont principalement constitués de radionucléides émetteurs alpha à vie longue et possèdent une activité comprise entre quelques dizaines de Bq par gramme et quelques milliers de Bq par gramme.
- les déchets de faible activité et moyenne activité à vie courte (FMA-VC), essentiellement issus de l'exploitation et du démantèlement des centrales nucléaires, des installations du cycle du combustible, des centres de recherche et pour une faible partie des activités de recherche biomédicale. L'activité de ces déchets se situe entre quelques centaines de Bq par gramme à un million de Bq par gramme.
- les déchets de très faible activité (TFA), majoritairement issus de l'exploitation de maintenance et du démantèlement des centrales nucléaires, des installations du cycle du combustible et des centres de recherche. Le niveau d'activité de ces déchets est en général inférieure à 100 Bq/g.

La répartition en fonction de l'activité est radicalement différente de celle en fonction du volume, car les déchets présentant les volumes les plus faibles (déchets THA) renferment la quasi-totalité de la radioactivité contenue dans l'ensemble des déchets du retraitement.

Seuls les déchets de faible et de moyenne activité (FA et MA) disposent actuellement d'un Centre de stockage qui leur est dédié. Les déchets de catégorie B et C sont actuellement *entreposés* dans une installation nucléaire spécialisée, par l'exploitant producteur de ces types de déchets, dans l'attente de l'ouverture d'un Centre national de stockage. Les déchets TFA sont également entreposés par les producteurs ou envoyés au centre de Morvilliers.

Entreposage : Opération de gestion des déchets radioactifs consistant à déposer, pour une durée limitée dans le temps, de déchets radioactifs dans une installation nucléaire dans l'attente d'un stockage définitif, en un lieu agréé par les autorités compétentes. Cet entreposage est généralement dédié à un type particulier de déchets.

Exhaure ou surverse : Dans le domaine minier, le terme d'« exhaure » désigne l'évacuation des eaux d'infiltration dans des ouvrages souterrains. Elle peut s'effectuer par drainage gravitaire ou au moyen d'installations de pompage.

Le terme de « surverse » est utilisé lorsque les écoulements s'effectuent de manière gravitaire.

Exutoire : Débouché à l'extérieur d'un milieu assurant l'écoulement d'une substance, en particulier de l'eau.

Fontis : Affaissement, ou effondrement localisé du sol, causé par un éboulement souterrain minier proche de la surface.

Granulométrie : mesure de la forme, de la dimension et de la répartition en différentes classes de grain ou de particules.

Incidence : nombre de nouveau cas d'une affection (par ex un cancer) identifiés sur une période (généralement 1 an) et pour une population donnée.

Indicateurs : Certains éléments vivants naturels comme les mousses terrestres ou certaines plantes aquatiques, ont la propriété de bio-accumuler des substances toxiques (plomb, mercure ou radionucléides par exemple). La mesure de la teneur de ces éléments, du fait de l'amplification de la concentration qu'ils réalisent, constitue des indicateurs d'alertes car ils amplifient le « signal » et le rendent plus facilement accessible à la mesure.

Lixiviation : Au sens courant, désigne la percolation lente d'un solvant, en général l'eau, au travers un matériel, accompagnée de la dissolution des matières solides qui y sont contenues. Le liquide résultant de ces opérations est appelé le lixiviat.

Dans le domaine de l'industrie minière, la lixiviation désigne le passage d'un solvant à travers une couche de matériel poreux ou broyé pour en extraire les constituants recherchés.

Marquage : Observation de concentrations de substances chimiques ou radiologiques, naturelles ou artificielles, supérieures aux concentrations naturelles habituellement observées dans le milieu naturel concerné sans préjuger de leur origine ou de leur impact sur la santé et sur l'environnement.

Pollution : introduction directe ou indirecte de substances ou de chaleur dans l'air, l'eau ou le sol ou nuisances susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité des écosystèmes, qui entraînent des détériorations aux biens matériels, une détérioration ou une entrave à l'agrément de l'environnement ou à d'autres utilisations légitimes de ce dernier.

ppm : La partie par million (ppm) est utilisée pour quantifier des traces ou des faibles teneurs d'éléments. Par exemple, la teneur des minerais d'uranium peut s'exprimer en ppm. Cette teneur, exprimée en ppm, est le rapport de la masse d'élément considéré sur la masse de minerai renfermant l'élément. Ce rapport est donc un nombre sans dimension. Les minerais d'uranium dont la teneur était, à un moment donné, inférieure à 300 ppm (soit 300 grammes par tonne de minerai), n'étaient pas économiquement exploitables. Si la teneur en uranium d'un minerai est égale ou inférieure à 300 ppm, le coût d'extraction, de l'uranium de ce minerai devenait égal ou supérieur au coût du marché.

Remblayage hydraulique / Sables cyclonnés : Comblement de travaux miniers par la fraction sableuse (granulométrie variant entre 150 et 500 µm) obtenue par cyclonage des résidus de traitement. Cette fraction sableuse constitue les « sables cyclonnés ».

Résidus de traitement : Produits résultant de l'extraction de l'uranium à partir des minerais et contenant tous les

autres radionucléides de la famille de l'uranium et minéraux d'origine, à l'exception de l'uranium qui a été extrait en plus ou moins grande partie (5 à 40%), ainsi qu'une partie des produits chimiques utilisés pour le traitement.

Résidus de traitement (ou de lixiviation) statique : Produits résultant du concassage suivi de l'attaque par une solution acide de minerais à faible teneur en uranium (300 à 600 ppm). Ils se présentent sous la forme de blocs rocheux de dimensions variables, et renferment l'essentiel des radionucléides de la famille de l'uranium ainsi qu'un résiduel d'uranium égal à 20 à 40%.

Résidus de traitement (ou de lixiviation) dynamique : Produits sableux et très fins obtenus à l'issue de différentes étapes de traitement de minerais, généralement effectuées dans une usine, après récupération de l'uranium. Ils renferment un résiduel d'uranium d'environ 5%, l'essentiel des radionucléides de la famille de l'uranium des minerais, ainsi qu'une partie des produits chimiques utilisés pour le traitement.

Steriles francs : Produits constitués par les sols et roches excavés pour accéder aux minéralisations d'intérêt. Leur teneur moyenne en uranium correspond à la teneur caractéristique du bruit de fond naturel ambiant. Elle se situe entre 15 et 100 ppm dans le Limousin.

Steriles de sélectivité : Produits constitués par les roches minéralisées excavées lors de l'exploitation d'un gisement mais présentant des teneurs insuffisantes pour justifier un traitement sur le plan économique. La teneur de coupure économique pour l'uranium a varié dans le temps (de l'ordre de 200 à 600 ppm).

Stockage de déchets radioactifs : Opération de gestion des déchets radioactifs consistant à les déposer, après conditionnement, dans un espace spécialement aménagé susceptible d'en garantir la sûreté sans limitation de durée

Spéciation : La spéciation d'un *élément chimique* donné est la distinction entre les différentes formes chimiques de cet élément dans un environnement donné. Une fois mis dans l'environnement, un élément réagit avec l'air, l'eau et les autres éléments présents en donnant une ou plusieurs espèces chimiques. Il est nécessaire de connaître cette spéciation car toutes les espèces formées ne présentent pas la même toxicité vis-à-vis de l'homme ou de l'environnement. Il n'existe pas de méthode d'analyse chimique unique permettant la détermination directe de la diversité des espèces en solution incluant par exemple de l'uranium. Plusieurs méthodes d'analyses sont nécessaires pour estimer la nature des espèces présentes et leurs concentrations.

Suivi sanitaire : Il consiste à analyser les données de la surveillance sanitaire, au moyen d'études épidémiologiques, en vue d'expliquer les causes d'un agrégat d'affections incidentes ou d'une évolution significative de ces dernières.

Surveillance écologique : Surveillance des espaces, des ressources et des milieux naturels, de la qualité des sites et des paysages visant à protéger les espèces animales et végétales, la diversité et la qualité des milieux et des équilibres biologiques.

Surveillance environnementale : Ensemble des mesures réalisées autour d'une installation afin de vérifier le respect des prescriptions réglementaires en matière de rejets et d'évaluer son impact sur l'environnement et les populations.

Surveillance de l'évolution du système : La surveillance, au sens de l'évolution d'état du système, peut s'organiser en trois phases :

- la phase d'**auscultation** qui concerne la phase de caractérisation de la source et de l'évaluation de son impact ; elle doit porter sur l'ensemble des mesures nécessaires à la compréhension du système et portera à la fois au niveau la source et des vecteurs de transfert. Elle fournit les données nécessaires à un « modèle » (conceptuel, physique, numérique,...) du système qui permet de définir les options techniques des actions correctives et d'envisager des scénarios possibles d'évolution ;
- la phase de **démonstration**, où l'observation porte sur la vérification, à travers des paramètres mesurables (les mêmes ou d'autres), de l'évolution du système conformément à la prévision du « modèle » et/ou aux objectifs du traitement. La démonstration aboutit à l'évaluation du risque et de son évolution possible, et à la définition du besoin de surveillance associé ;
- la phase de **surveillance opérationnelle** qui a pour objectif d'alerter sur les dysfonctionnements du système avant que ceux-ci n'aient des conséquences néfastes sur l'impact de la source. Dans cette optique où l'on se place dans le cadre d'un scénario d'évolution du système, la surveillance reposera sur une mesure caractéristique de cette évolution susceptible de donner des signes précurseurs avec un délai suffisant pour prendre des mesures permettant d'empêcher ou de limiter les effets. Une telle surveillance comprendra donc des critères d'alarme et une procédure d'intervention et une organisation associée.

Surveillance sanitaire : C'est l'ensemble des moyens mis en œuvre pour suivre, de manière continue, l'évolution des atteintes de santé d'une population et de répertorier ces dernières, suivant la « Classification Internationale des Maladies » CIM (incidence et mortalité). Cette surveillance ne comporte pas l'analyse des causes de ces différentes atteintes, analyse qui relève du « suivi sanitaire ».

Teneur de coupure : La teneur du minerai en uranium dépend essentiellement de données économiques comme le coût du marché de l'uranium, le coût d'extraction du minerai. Cependant, le souci d'un Etat visant à obtenir de l'uranium de façon indépendante, peut le conduire à exploiter un minerai pauvre en uranium, indépendamment du coût qui en résultera.

Uranium : Élément chimique de numéro atomique 92 et de symbole U, possédant trois isotopes naturels : l'uranium 234 (^{234}U), l'uranium 235 (^{235}U), et l'uranium 238 (^{238}U). L' ^{235}U est le seul radionucléide « fissile » naturel, une qualité qui explique son utilisation comme source d'énergie. L'uranium naturel est constitué de 3 isotopes (99,23 % en ^{238}U , 0,71 % en U 235 et 0,056 % d' ^{234}U).

Uranium appauvri : uranium dont la teneur en isotope 235, le seul isotope fissile de l'uranium, est inférieure à son niveau naturel (0,71%). Il est coproduit dans l'opération d'enrichissement. La teneur pour laquelle les opérations d'enrichissement sont arrêtées est dite « teneur de rejet ». Elle est en général environ égale à 0,3% en ^{235}U . Cette teneur résulte de considérations économiques (coût de l'uranium naturel, du kWh, des opérations de séparation isotopique).

Liste des sigles et acronymes

Sigle	Signification
ACRO	Association pour le contrôle de la radioactivité dans l'ouest
AIEA	Agence internationale de l'énergie atomique
ASN	Autorité de sûreté nucléaire
BCG	Biota Concentration Guide : <i>Concentration de référence dans les biotopes</i>
BDE	Bilan décennal environnemental
CIPR	Commission internationale de protection radiologique
CLIS	Commission locale d'information et de suivi
CODERST	Conseil départemental de l'environnement et des risques sanitaires et technologiques
CREN	Conservatoire régional des espaces naturels
CRIIRAD	Commission de recherche et d'information indépendantes sur la radioactivité
CTV	Critical Toxicity Value : <i>Valeur critique de toxicité</i>
DCL	Derived Consideration Level : <i>Niveau dérivé considéré (à valider)</i>
DMP	Dossier médical personnel
DPPR	Direction de la Prévention de la Pollution et des Risques
DREAL	Direction régionale de l'environnement de l'aménagement et du logement
DRIRE	Direction régionale de l'industrie, la recherche et l'environnement
DTL	Dosimètre thermo-luminescent (<i>TLD : Thermo-luminescent dosimeter</i>)
EEV	Estimated Exposure Value : <i>Estimation de la valeur d'exposition</i>
ENEV	Estimated No-Effects Value : <i>Valeur estimée sans effet</i>
ERICA	Environmental Risk for Ionising Contaminants : Assessment and Management : <i>Evaluation et gestion des risques environnementaux liés aux contaminants ionisants</i>
FASSET	Framework for Assessment of Environmental impact : <i>Cadre pour l'évaluation de l'impact sur l'environnement (des rayonnements ionisants)</i>
GSIEN	Groupement des scientifiques pour l'information sur l'énergie nucléaire
HCTISN	Haut comité pour la transparence et à l'information sur la sécurité nucléaire
IPSN	Institut de protection et de sûreté nucléaire
IRSN	Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire
LOAEL	Lowest observed adverse effect level :
MCO	Mine à ciel ouvert
MEEDDM	Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer
MIMAUSA	Mémoire et Impact des Mines d'urAniUm : Synthèse et Archives
NOAEL	No observed adverse effect level : Niveau sans effets néfastes observés
NOEC	No observed effect concentration
NQE	Norme de qualité environnementale
ONCFS	Office nationale de la chasse et de la faune sauvage
ONEMA	Office national de l'eau et des milieux aquatiques

PEC	Predicted environmental concentration : <i>Concentration dans l'environnement (milieux constitutifs des écosystèmes)</i>
PMSI	Programme de médicalisation des systèmes d'information
PNDER	Predicted no effect dose rate : <i>Valeur de débit de dose sans effet (d'une substance sur l'écosystème).</i>
PNEC	Predicted no effect concentration : <i>Concentration sans effet (d'une substance sur l'écosystème).</i>
PNGMDR	Plan national de gestion des déchets et des matières radioactifs
RNM	Réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement
RGIE	Règlementation générale des industries extractives
SDAGE	Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux
TGD	Technical guidance document
TMS	Travaux miniers souterrains
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation : <i>Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques</i>
ZNIEFF	Zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique

Annexe 1 Membres du GEP et des groupes de travail, experts entendus par les groupes de travail

NOM Prénom	Organisme		Participation aux GT			
			1	2	3	4 ^a
MEMBRES DU GROUPE PLENIER						
GUILLAUMONT Robert	Académie des sciences	Président				
LEDOUX Emmanuel	Ecole des Mines	Vice-président, animateur GT1	X			X
GAY Didier	IRSN	Secrétaire scientifique	X	X	X	
MARIGNAC Yves	WISE-Paris	Coordinateur, animateur GT3	X	X	X	X
CATELINOIS Olivier	InVS	Animateur GT2	X	X		X
CAZALA Charlotte	IRNS	Animatrice GT1, GT4	X	X		X
MURITH Christophe	OFSP (Suisse)	Animateur GT4				X
PETITFRERE Michaël	IRSN	Animateur GT3	X	X	X	
RINGEARD Caroline	IRSN	Animatrice GT2	X	X		X
ANDRES Christian	Areva NC		X	X		X
ANDRIEUX Jean-Luc	Areva					
BARATIN Hubert	ASN Orléans	Observateur		X		X
BARBEY Pierre	ACRO			X		
BARCI Geneviève	Université de Nice					
BERGOT Dominique	DGPR puis DRIRE Limousin	Observateur	X	X	X	
CATHELINÉAU Michel	CREGU		X			
CHABANIS Olivier	MEEDDM	Observateur		X		
CROCHON Philippe	Areva NC			X	X	X
DECOBERT Véronique	Areva	Jusque 12/2008				
DECOSSAS Jean-Louis	Pe@rl SAS		X			X
DEVIÈRE Lionel [†]	IRSN		X			
DEVIN Patrick	Areva			X	X	X
DUBEST André	DRIRE Limousin	Observateur		X	X	
FILLION Eric	Areva	Jusque 07/2009			X	
GALLERAND Marie-Odile	IRSN		X	X	X	X
GATET Antoine	SRL				X	
GENET Paul	Sauvegarde Gartempe		X			X
JOSIEN Jean-Pierre	Expert indépendant		X		X	
KIES Antoine	Université de Luxembourg		X			
LE GAL Stéphane	ASN Orléans	Observateur				
LEGRAND Henri	ASN	Observateur				
ROLLINGER François	IRSN	Observateur				
ROUGY Christelle	DGS	Observateur				
SEIGLE Frédéric	MEEDDM	Observateur	X	X	X	X
SENÉ Monique	GSIEN			X	X	
SERVANT-PERRIER A. -C.	IRSN			X	X	

SINNO-TELLIER Sandra	InVS	Jusque 12/2007		X		
SCHMITT Alby	DRIRE Limousin	Jusque 12/2008				
SUGIER Annie	IRSN	Présidente - jusque 04/2008	X	X	X	
VANDENHOVE Hildegarde	SCK-CEN (Belgique)			X		
WAGGITT Peter	AIEA	Observateur			X	
ZERBIB Jean-Claude	Expert indépendant			X	X	X
APPUI AU GROUPE PLÉNIER						
HAMELIN Amélie		Sténotypiste				
KHIRAT Houria	IRSN	Assistante du GEP depuis juin 2008				
PASZYNSKI Amanda	IRSN	Assistante du GEP jusqu'à juin 2008				
MEMBRES DES GROUPES DE TRAVAIL^b			1	2	3	4^a
ACKER Alain	Areva NC			X		
BEAUGELIN-SEILLER K.	IRSN			X		
GARNIER-LAPLACE J.	IRSN			X		
GORIA Sarah	InVS			X		
GUILLEVIC Jérôme	IRSN					X
LEURAUD Klervi	IRSN			X		
PALUT-LAURENT Odile	ASN				X	
PIERRARD Olivier	IRSN					X
STEMPFELET Morgane	InVS			X		
EXPERTS ETRANGERS ENTENDUS PAR LE GROUPE PLENIER^c						
BECKER Jochem	Becker & Ruhrmann Partnerschaft					
GRÜNLER Bernd	Wismut GmbH, Directeur de la Division "Autorisations"					
LÖBNER Walfried	Wismut GmbH, Département Surveillance et Radioprotection					
PAUL Michael	Wismut GmbH, Directeur de la Division Surveillance & Développement					
RUHRMANN Gerhard	Becker & Ruhrmann Partnerschaft					
RIEGER Ulrich	Ministère Fédéral de l'Economie (Allemagne)					
EXPERTS ENTENDUS PAR LES GROUPES DE TRAVAIL			1	2	3	4^a
BILLET Philippe	Université de Dijon	Réunion du 7 février 2007			X	
BOIVIN Jean-Pierre	Areva	Réunion du 8 mars 2007			X	
BOYER Patrick	IRSN	Réunion du 20 novembre 2008	X			
CAHEN Bruno	ANDRA	Réunion du 4 juin 2008			X	
COJAN Isabelle	Ecole des Mines de Paris	Réunion du 20 novembre 2008	X			
FARO Alexandre	Avocat	Réunion du 11 janvier 2007			X	
GOUGUET Jean-Jacques	Université de Limoges	Réunion du 7 avril 2009			X	
MAYS Claire	Institut Symlog	Réunion du 9 décembre 2008			X	
MONEDIAIRE Gérard	Université de Limoges	Réunion du 7 avril 2009			X	
MOUCHEL Jean-Marie	Université Paris VI	Réunion du 20 novembre 2008	X			

a. Le GT4 a été créé fin 2007.

b. Cette section rassemble les experts appartenant à un des groupes de travail sans être membres du groupe plénier.

c. Les échanges avec les Allemands ont donné lieu à deux missions du GEP en Allemagne, en mars 2007 et avril 2009, et à une visite des Allemands en France en avril 2008.

Annexe 2 Liste des annexes techniques et administratives

Liste des annexes techniques

Dans le cadre des travaux du GEP, chacun des groupes de travail a formalisé, sous formes de fiches, leurs réflexions et conclusions sur les principaux points abordés.

- GT1 :** Fiche 1 - Étude du fonctionnement hydrogéochimique du site de Bellezane
Fiche 2 - Efficacité des couvertures des stockages de résidus
Fiche 3 - Traitement des eaux des sites miniers réaménagés
Fiche 4 - Les radionucléides dans les sédiments, les terres de berge et les zones humides
- GT2 :** Rapport du GT2 : Surveillances environnementale, des écosystèmes et sanitaire - Risque environnemental - Impacts dosimétriques et sanitaire, Volume 1
Rapport du GT2 : Surveillances environnementale, des écosystèmes et sanitaire - Risque environnemental - Impacts dosimétriques et sanitaire, Volume 2
- GT3 :** Fiche 1 - Synthèse des propositions issues des principaux rapports publics (1990 - 2005) sur le devenir des sites miniers d'uranium
Fiche 2 - Approche générale des phases de vie à long terme des stockages de résidus miniers d'uranium et comparaison avec d'autres stockages
- GT4 :** Fiche 1 - Considérations générales sur les mesurages et leurs résultats
Fiche 2 - Pertinence de la prise en compte de la chaîne du thorium 232 dans le cadre des évaluations d'impacts ajoutés
Fiche 3 - Usages des eaux sur la division minière de la Crouzille
Fiche 4 - Concentrations et états d'équilibre des radionucléides des chaînes naturelles dans les eaux
Fiche 6 - Concentrations et états d'équilibre des radionucléides des chaînes naturelles dans les sols et sédiments
Fiche 7 - Prise en compte des limites de détection comme paramètres d'entrée dans des simulations
Fiche 8 - Spéciation chimique de l'uranium
Fiche 9 - Considérations concernant la pertinence des mesures de débit de dose dans les villages
Fiche 10 - Pertinence des mesures de surveillance du radon autour des anciens sites miniers d'uranium en vue d'une évaluation d'impact ajouté
- Ces fiches sont rassemblées sous la forme d'un rapport GT4.

Liste des annexes administratives

Lettre de mission du 9 novembre 2005 adressée à Madame Annie Sugier

Lettre du 19 avril 2007 de Madame Annie Sugier présentant sa démission de la présidence du GEP Mines et du GRNC

Lettre du 3 mai 2007 du Directeur de la prévention des pollutions et des risques

Lettre de mission de 12 octobre 2007 adressée au Professeur Robert Guillaumont

Lettre du 29 novembre 2007 précisant les modalités de fonctionnement du GEP Mines