

SOMMAIRE

Résumé et conclusions générales	3
A. Introduction	7
1. Historique : 1 ^{ère} mission et études complémentaires.....	7
2. Deuxième mission du GRNC : objet de la mission et composition.....	8
B. Analyse de sensibilité et d'incertitude sur le risque radiologique	10
I. Définition de la mission et approche générale.	10
1. Objectif de l'étude.....	10
2. Composition du groupe de travail spécialisé.....	10
3. Délimitation du champ de l'étude	11
4. Identification des paramètres prépondérants	11
II. Résultats obtenus	12
1. Détermination des intervalles de variation et des distributions des paramètres.....	12
2. Analyse de sensibilité mono-paramétrique	14
3. Analyse d'incertitude par la méthode probabiliste.....	14
4. Analyse d'incertitude par la méthode possibiliste.....	15
III. Conclusion	16
C. Impact des rejets chimiques	17
I. Définition de la mission et approche générale.	17
1. Objectif de l'étude.....	17
2. Composition des groupes de travail spécialisés.....	17
II. Évaluation des impacts pour la santé humaine et les écosystèmes	18
1. Méthodologie générale.....	18
2. Terme source des installations.....	19
3. Évaluation des risques	21
4. Limites de l'évaluation des impacts sur la santé humaine et les écosystèmes	36
III. Analyse du risque leucémogène	37

IV.	Conclusion et recommandations	38
1.	Analyse de l'impact sanitaire et environnemental	38
2.	Analyse du risque leucémogène	39
3.	Travaux complémentaires à réaliser	40
4.	Recommandations	40
D.	Comparaison des approches britannique et française	41
I.	Mission et mode d'approche	41
II.	Historique de l'alerte épidémiologique	41
III.	Principaux enseignements	42
Annexes	43

RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Le présent rapport rend compte des résultats de la deuxième mission confiée en juillet 2002 au Groupe Radioécologie Nord-Cotentin par les Ministres de la Santé et de l'Environnement.

La première mission du GRNC portait principalement sur l'évaluation du risque de leucémie susceptible d'être induit par les expositions aux rayonnements ionisants des populations du Nord-Cotentin. Les résultats obtenus par le GRNC ont permis de mettre en évidence que les risques de leucémies radioinduites attribuables aux installations nucléaires sont faibles (0,002 cas environ pour la période 1978-1996 et la population des jeunes du canton de Beaumont-Hague) et qu'il est peu probable que les rejets de ces installations puissent expliquer l'incidence élevée de leucémie observée (4 cas observés contre 2 cas attendus). Des recommandations avaient été émises concernant des travaux complémentaires à mener notamment sur l'évaluation de l'incertitude associée au résultat obtenu et sur l'impact des rejets chimiques des installations nucléaires du Nord-Cotentin. Certains membres du Groupe avaient formulé des réserves quant aux conclusions des travaux du GRNC en l'absence de telles études¹.

La deuxième mission confiée au GRNC portait sur ces études complémentaires.

En résumé, les objectifs et les conclusions des travaux du GRNC, dans le cadre de sa deuxième mission, sont les suivants :

Le thème 1 (analyse d'incertitude).

Ce travail avait pour objectif d'encadrer le résultat du calcul du risque de leucémie radioinduite (dit "risque de référence") obtenu lors de la première mission du GRNC par des valeurs maximums et minimums permettant d'apprécier l'incertitude associée à ce risque.

La plage d'incertitude obtenue sur la composante du risque relative au risque *ex utero* et à l'exposition aux rejets de routine apparaît relativement étroite. Ainsi, selon la méthodologie d'analyse retenue, le maximum réaliste obtenu est supérieur d'un facteur 3 à 5 au risque de référence et le minimum est inférieur d'un facteur 1 à 2 au risque de référence. Un calcul maximaliste, considéré comme non réaliste, conduit à un intervalle de variation plus large (0,1 à 30 fois le risque de référence). En tout état de cause et quelle que soit l'approche retenue, ces résultats ne sont pas de nature à remettre en cause la conclusion de la première mission du GRNC rappelée précédemment. L'étude n'a pas été menée sur la composante du risque relative aux incidents.

Le thème 2 (impact des rejets chimiques).

Ce travail avait pour double objectif d'une part de réaliser une étude complète de l'impact sanitaire et environnemental des rejets chimiques des installations nucléaires du Nord-Cotentin et d'autre part d'étudier la possibilité que certaines substances chimiques présentes dans les rejets passés et actuels puissent constituer des facteurs de risque leucémogènes pour les jeunes du Nord-Cotentin.

¹ Le rapport de synthèse et les rapports détaillés correspondants sont intégrés, comme les présents documents, dans un coffret comportant 5 volumes. Ils peuvent être demandés au service documentation de l'IRSN. Le rapport de synthèse est accessible sur le site internet <http://www.irsn.fr/Nord-cotentin>

- L'analyse de l'impact des rejets chimiques a été conduite de façon aussi exhaustive et critique que possible malgré des données parfois lacunaires, bien que les exploitants se soient attachés à remettre au groupe l'ensemble des données disponibles. Les niveaux de risque calculés, associés à la composante chimique des rejets correspondant au fonctionnement normal des installations du Nord-Cotentin, notamment de COGEMA La Hague, apparaissent en général faibles et non préoccupants pour la santé et les écosystèmes, en l'état de nos connaissances scientifiques.
En ce qui concerne les dioxines, les risques sont non préoccupants par l'approche de l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) compte tenu de l'arrêt de l'incinérateur de COGEMA La Hague en 2002 et quel que soit le scénario d'exposition. Par contre, par l'approche de l'US-EPA (Agence américaine de protection de l'environnement), le risque cancérigène est supérieur à 10^{-5} pour tous les scénarios y compris si l'on tient compte de l'arrêt de l'incinérateur mi-2002. Ces résultats contradictoires pour les dioxines sont dus à l'écart supérieur à un facteur 100 entre les deux approches de calcul proposées par la littérature. En l'état actuel des connaissances, le GRNC ne peut trancher quant à la pertinence d'une méthode par rapport à l'autre.
L'obtention d'une valeur de risque plus élevée pour les dioxines que pour les autres substances chimiques est un problème à situer dans le contexte général du contrôle de l'ensemble des sources d'émission de dioxines au niveau français et international.
Enfin, en ce qui concerne l'impact sur les écosystèmes, un certain nombre de points doivent être approfondis (risques pour l'environnement liés à l'hydrazine et aux nitrites en milieu marin ; risques potentiels associés aux dépôts dans les sédiments ; risques liés aux métaux dans le ruisseau de la Sainte-Hélène).
- L'analyse du risque leucémogène, qui constituait le deuxième objectif de l'étude sur le thème 2, n'a pas conduit à identifier, parmi l'ensemble des substances approvisionnées, ou ayant été utilisées dans les installations nucléaires du Nord Cotentin, de substance pour laquelle un risque leucémogène est reconnu. Cependant, pour certaines substances, des suspicions d'effets leucémogènes ont été rapportées dans la littérature (hydrazine, poussières, dioxines, protoxyde d'azote, zinc et arsenic). Ces effets ne reposent généralement que sur des informations ponctuelles et qui ne permettent pas d'établir l'existence d'une relation causale.

S'agissant, des travaux complémentaires à réaliser, le GRNC se propose de procéder à l'analyse des informations qui lui ont été transmises plus tardivement par la Marine Nationale concernant les rejets de ses installations à Cherbourg.

Enfin, le GRNC recommande fortement que soit réalisé un programme de mesures dans l'environnement afin de valider les modèles utilisés dans le calcul des concentrations des éléments et substances rejetés par l'industrie nucléaire dans les différentes matrices des écosystèmes. Plus généralement, le GRNC souligne également le besoin d'acquisition de connaissances sur les propriétés toxicologiques et écotoxicologiques des substances chimiques.

Le thème 3 (approches françaises et britanniques).

Ce travail avait pour objectif de comparer la façon dont les autorités et les experts britanniques ont répondu à une polémique scientifique et médiatique semblable à celle concernant l'impact des rejets des usines de retraitement qui s'est produite au début des années 80 en Grande-Bretagne et à la fin des années 90 en France.

Les méthodologies adoptées par les experts français et anglais sont semblables, les résultats obtenus et les conclusions tirées sont cohérents mais les caractéristiques des instances mises en place par les autorités pour étudier ces questions sont très différentes.

Ainsi COMARE (Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment) créé en Grande-Bretagne dès 1985 est une commission permanente comprenant des experts indépendants, principalement des universitaires du domaine médical et radiobiologique. Dans le cas français, les missions sont à durée déterminée, les approches épidémiologiques et de reconstitution des risques radiologiques et chimiques ont été confiées à des personnalités ou structures distinctes (le Prof. Spira pour l'approfondissement des études épidémiologiques et le GRNC pour la reconstitution des risques). Enfin, la participation des intervenants concernés (« parties prenantes ») a été préférée dans le cas du GRNC à la mobilisation d'experts universitaires indépendants.

On notera, s'agissant des études de reconstitution des risques, aussi bien dans le contexte britannique que français, le rôle clé joué par l'organisme d'expertise institutionnel (NRPB : National Radiological Protection Board pour les britanniques ; IRSN en liaison avec l'INERIS : pour les français) dans la préparation des travaux, la réalisation des calculs, l'animation des groupes de travail.

Sur un plan technique, l'une des actions en cours en Grande-Bretagne, à laquelle est associé COMARE et qui intéresse le GRNC, est l'organisation d'auditions publiques portant sur les bases scientifiques des facteurs de risque (facteurs de conversion des niveaux de contamination en termes de risque à l'organisme). De son côté COMARE a marqué son intérêt pour les travaux du GRNC sur l'incertitude qui constituent une expérience pilote exemplaire à plusieurs titres : diversité des modèles, traitement de plusieurs centaines de paramètres, mise en œuvre de différentes méthodes de quantification des incertitudes. Des échanges sont prévus sur ces thèmes.

Conclusion générale

Les travaux du GRNC sont pour l'essentiel achevés. Les résultats obtenus ne conduisent pas à remettre en cause la conclusion selon laquelle il apparaît peu probable que l'incidence élevée de leucémie dans le canton de Beaumont-Hague soit due aux rejets des installations nucléaires de cette région.

Cependant, une recommandation forte du GRNC est de demander que soit réalisé un programme de mesures de substances chimiques dans l'environnement afin de valider les modèles utilisés dans le calcul de l'impact des concentrations des éléments et des substances dans la matrice des écosystèmes.

De façon plus générale, le GRNC souligne également le besoin d'acquisition de connaissances concernant les propriétés toxicologiques et écotoxicologiques des substances chimiques.

L'une des caractéristiques du GRNC est d'être composé d'experts d'origines diverses : organismes d'expertise publique, opérateurs industriels, experts associatifs et experts étrangers. Il représente en cela une expérience originale de travail collectif des différents intervenants concernés (« parties prenantes »). Cela a impliqué de définir des règles de fonctionnement adaptées : notamment d'explicitier les divergences de vue.

Ainsi, les appréciations portées par certains membres du GRNC sur les travaux réalisés, sont jointes en annexe de la note de synthèse². Il faut souligner les réserves émises par les experts associatifs, qui, pour certains ne souhaitent pas conclure sur les résultats obtenus ; ils mettent en avant les incertitudes de ce type d'approche et la difficulté ressentie lorsqu'il s'agit de peser sur les choix du groupe compte tenu du déséquilibre des moyens en présence. Les experts étrangers ont fait part de leur approbation quant à la démarche suivie et aux conclusions tirées. A noter également la prise de position du NRPB britannique (National Radiological Protection Board) concernant la qualité de l'analyse d'incertitude menée par le GRNC.

Il faut souligner, en conclusion, que ce sont au total près de 60 experts qui ont travaillé sur une période de 5 ans (1997-2002) de façon ouverte et critique sur un sujet complexe en liaison étroite avec les intervenants locaux et notamment la CSPI (Commission Locale Permanente d'Information auprès de l'établissement COGEMA La Hague).

² Ces appréciations sont rassemblées en Annexe VII (commentaires du GSIEN, de l'ACRO, des experts étrangers et de l'InVs).

A. INTRODUCTION

1. Historique : 1^{ère} mission et études complémentaires

L'existence d'une incidence élevée de cas de leucémies au cours de la période 1978-1992 chez les jeunes de 0 à 24 ans vivant dans le canton de Beaumont-Hague (4 cas observés pour 1,4 cas attendus), le lien suggéré dans l'étude épidémiologique de D. Pobel et J-F. Viel, publiée en 1997 [1]³ avec les rejets des installations nucléaires du Nord-Cotentin, avaient conduit les pouvoirs publics à demander, dès 1997, la réalisation de deux types d'investigations :

- d'une part, un approfondissement épidémiologique et une extension de la période d'étude jusqu'en 1996 puis jusqu'en 1998. Ces études ont confirmé l'incidence élevée des leucémies. Cette réflexion a été confiée au professeur Spira et a donné lieu à trois publications [2], [3], [4] en collaboration notamment avec le registre local (ARKM).
- d'autre part, une analyse radioécologique permettant d'estimer directement et au mieux les expositions radiologiques de la population et d'en déduire les effets attendus sur la santé. Ce travail a été confié au Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (GRNC) présidé par Madame Sugier. Les rapports de synthèse et les rapports détaillés du GRNC ont été rendus publics en septembre 1999. Les critiques ou réserves de certains membres du GRNC ont été explicitées et ont fait l'objet de recommandations sur la poursuite des travaux [5], [6], [7].

Outre la mission principale citée plus haut, le GRNC a été saisi par l'Autorité de Sûreté Nucléaire, ainsi que par des intervenants concernés (« partie prenante ») notamment une association locale (ACRO) et nationale (WISE-Paris) ainsi que par COGEMA, de questions ponctuelles portant en particulier sur des incidents qui se sont produits dans le passé (démantèlement de l'ancienne conduite de rejets, rupture de la canalisation) ou plus récemment (rejets de ruthénium) ainsi que sur le mode de calcul de l'impact associé à certains radionucléides (rejets d'iode 129, de carbone 14 et de curium 244). Ces questions complémentaires ont donné lieu à la création de groupes de travail spécialisés qui ont fonctionné pendant des périodes relativement longues (plusieurs mois) entre 2000 et 2002 (cf. schéma 1).

Il faut rappeler également la participation de certains membres du GRNC suite à la 1^{ère} mission, à un groupe de travail mis en place par l'Autorité de Sûreté Nucléaire afin d'examiner la recevabilité du projet de dossier transmis par COGEMA en 1998 en appui de sa demande de modification des conditions de fonctionnement de l'usine de La Hague. L'avis du groupe a été rendu public en même temps que le dossier de l'exploitant lors de l'enquête publique en 2000, ce qui constitue une première dans les enquêtes portant sur des installations nucléaires.

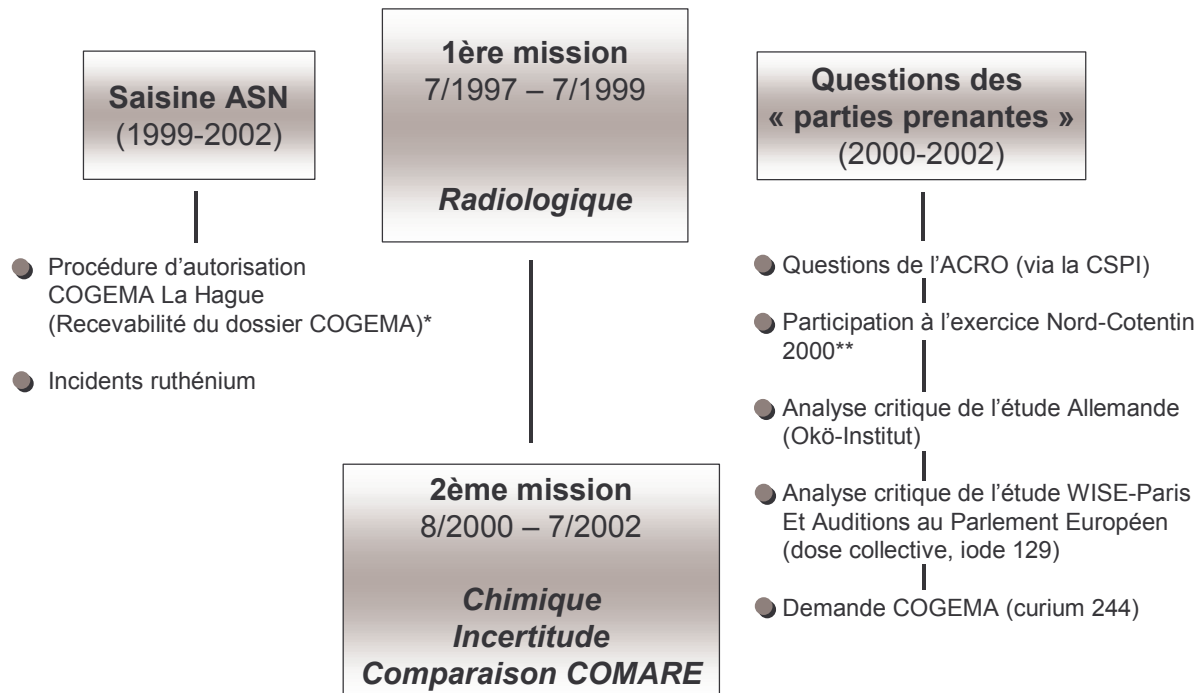
Ces travaux complémentaires confortent la méthodologie du GRNC et ont permis de souligner la réactivité du groupe par rapport aux interrogations multiples associées au fonctionnement des installations, ainsi que sa capacité à gérer des opinions différentes.

³ Les références bibliographiques sont présentées en Annexe I

Ces travaux ont conduit, dans certains cas, à réviser l'évaluation du risque calculé dans le cadre de la première mission. Les nouveaux résultats obtenus ne remettent pas en cause les ordres de grandeur dont il a été fait état et ne conduisent donc pas à modifier les conclusions du GRNC.

Schéma 1

Travaux du GRNC : un outil commun de surveillance et de compréhension



* Groupe de travail composé de certains membres du GRNC

** Exercice d'intercomparaison de mesures dans l'environnement organisé du 9 au 12/10/2000 à l'initiative du collectif des Mères en colère et avec l'appui de la CSPI (Commission Spéciale Permanente d'Information près de l'établissement de La Hague)

2. Deuxième mission du GRNC : objet de la mission et composition

L'objet de la présente note est de rendre compte des résultats d'une nouvelle mission confiée au GRNC en août 2000 et qui fait suite aux principales recommandations du GRNC. Cette mission porte sur les thèmes suivants (cf. Annexe II) :

Thème 1 : analyse de sensibilité et d'incertitudes sur l'évaluation du risque de leucémie attribuable aux installations nucléaires du Nord-Cotentin.

Thème 2 : évaluation de l'impact sanitaire et environnemental des rejets chimiques des installations nucléaires du Nord-Cotentin.

Thème 3 : comparaison des modes d'approches du Comité britannique COMARE (Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment) avec celles du GRNC pour l'étude radioécologique et du Pr. Spira pour l'étude épidémiologique.

Une caractéristique du GRNC est d'être composé d'experts d'origines diverses : institutionnels, opérateurs industriels, experts du mouvement associatif et experts étrangers. Les disciplines représentées sont également variées compte tenu du sujet traité (chimistes, modélisateurs épidémiologistes, ingénieurs connaissant les installations ou les procédés à l'origine des rejets). De plus, afin d'étudier l'impact des rejets chimiques, le groupe a été élargi à des experts de ce domaine : institutionnels (INERIS, IFREMER), associatif (Robin des Bois) et à des experts étrangers (G. Bengtsson du KEMI de Suède, D. Shuker de l'Open University de Grande-Bretagne). La nouvelle composition du GRNC est précisée en Annexe III.

Comme dans le cas de la première mission, l'objectif visé était de réaliser une analyse critique aussi exhaustive que possible des données fournies par les opérateurs industriels, des mesures effectuées dans l'environnement par les différents intervenants et des modèles caractérisant les conditions locales de transfert de polluants radioactifs ou chimiques dans l'environnement. D'où la création de sous-groupes de travail spécialisés impliquant un cercle encore plus large d'experts et permettant une analyse commune en profondeur sur une période de deux années.

Le travail du groupe plénier et des sous-groupes spécialisés était préparé par des animateurs / secrétaires appartenant aux organismes d'expertise institutionnels (IRSN et INERIS) concernés par ces études et a été inscrit dans les programmes de ces instituts mais n'a pas donné lieu à un financement spécifique⁴.

⁴ Les financements très modestes obtenus de l'ASN et de la DPPR ne couvraient que les frais de déplacements des experts.

B. ANALYSE DE SENSIBILITE ET D'INCERTITUDE SUR LE RISQUE RADIOLOGIQUE

I. Définition de la mission et approche générale

1. Objectif de l'étude

Le résultat du calcul de risque de leucémie attribuable aux rejets des installations nucléaires est rappelé en introduction : de l'ordre de 0,002 cas pour la population considérée sur la période 1978-1996. Ce résultat correspond à la meilleure estimation possible en l'état des connaissances. Cependant, l'incertitude associée au risque estimé n'avait pas été quantifiée. De ce fait, certains membres du groupe avaient considéré ne pas pouvoir conclure à ce stade alors que d'autres estimaient que, compte tenu du niveau très faible du risque, les incertitudes n'étaient pas susceptibles de remettre en cause l'ordre de grandeur du résultat. Ce point faisant l'objet d'un débat, l'une des principales recommandations du groupe a été qu'il fallait quantifier, dans une étape ultérieure, l'incertitude associée au risque estimé.

Le calcul de risque effectué par le GRNC met en jeu un grand nombre de paramètres et de modèles. L'incertitude de chaque paramètre peut être caractérisé par un intervalle de variation et une distribution de probabilité. L'analyse de sensibilité a pour objet de mettre en évidence les paramètres dont la variation conduit à de fortes variations du risque. L'analyse d'incertitude a pour objet d'évaluer l'incertitude sur le risque qui résulte de la combinaison des incertitudes associées aux paramètres. La méthode retenue par le groupe de travail pour produire l'incertitude sur le risque a été la méthode "probabiliste". Cette méthode est classique, elle consiste à modéliser les paramètres incertains par des variables aléatoires. Cependant, dans la phase d'analyse et de discussion des résultats obtenus, il a été décidé d'appliquer une méthode complémentaire qui requiert moins d'hypothèses, la méthode "possibiliste".

L'étude réalisée comprend plusieurs phases : la délimitation du champ de l'étude, l'identification des paramètres "prépondérants", la détermination des intervalles de variation et des distributions des paramètres prépondérants, l'analyse de sensibilité et enfin l'analyse d'incertitude.

2. Composition du groupe de travail spécialisé

Le GRNC s'est appuyé, pour mener à bien cette étude, sur un groupe de travail spécialisé dont la composition est présentée en Annexe IV.

Les travaux de ce groupe ont été précédés par une réflexion menée, dès janvier 2000, au sein du groupe d'experts de l'IPSN. Le National Radiological Protection Board (NRPB) ayant déjà conduit des études analogues, a été associé.

3. Délimitation du champ de l'étude

Le calcul de risque réalisé par le GRNC met en jeu les paramètres et les modèles suivants :

- paramètres spécifiques des installations nucléaires (par exemple les rejets radioactifs de l'usine COGEMA La Hague) et de la zone étudiée à savoir le canton de Beaumont-Hague (les modes de vie des habitants du canton et notamment leurs consommations alimentaires, ...)
- les paramètres qui font partie intégrante des modèles comme par exemple les coefficients de transfert dans les milieux qui sont souvent génériques ;
- les modèles eux-mêmes qui sont une représentation plus ou moins simplifiée de phénomènes complexes.

Dans cette étude, conformément à la lettre de mission du GRNC, les sources d'incertitude considérées sont celles relatives aux paramètres. En conséquence, les modèles ne sont pas remis en cause.

Il faut cependant souligner que le GRNC, en liaison avec les experts de COMARE (cf. partie C de la présente note), se tient informé des auditions qui ont été lancées à l'initiative du Ministère de l'Environnement britannique sur les incertitudes portant sur les modèles qui permettent de calculer les risques à partir de doses⁵. Les résultats de ces travaux devraient pouvoir permettre de proposer des intervalles de variation associés à ces modèles.

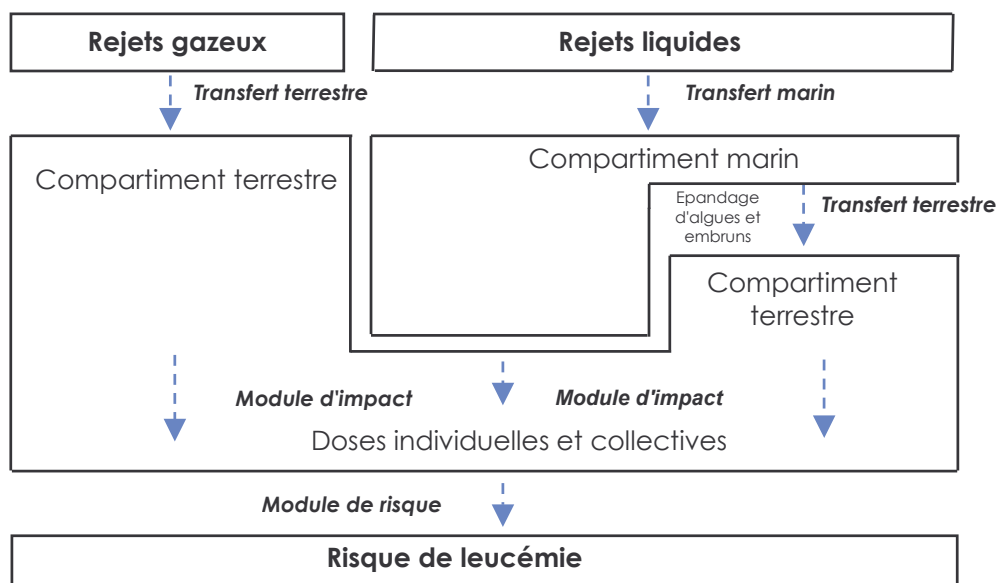
Le calcul d'incertitude concerne le risque collectif de leucémie *ex utero* associé aux rejets de routine des installations nucléaires du Nord-Cotentin (0,0009 cas de leucémie sur la période considérée), dénommé dans la suite du document "le risque".

4. Identification des paramètres prépondérants

Le calcul de risque fait intervenir plusieurs milliers de paramètres permettant de modéliser la dispersion atmosphérique, la dispersion en mer, les transferts des rejets radioactifs dans les environnements marin et terrestre, et d'en déduire la dose à la population considérée puis le risque de leucémie associé (cf. figure 1).

⁵ Dans un communiqué de presse daté du 31 juillet 2001, Michael Meacher, Ministre de l'Environnement britannique, annonçait qu'il avait demandé au Comité COMARE d'établir un nouveau groupe de travail chargé de passer en revue les risques associés à l'incorporation de radionucléides et de proposer des axes de recherche complémentaires. Ce groupe de travail (CERFIE : Consultative Exercise on Risks Factors for Internal Emitters) peut être consulté sur le site Internet <http://www.hse.gov.uk/hthdir/noframes/iradiat.htm>

Figure 1 : Description générale du calcul de risque



Le groupe de travail a identifié les paramètres auxquels attribuer une incertitude, i.e. les paramètres prépondérants, les paramètres restants conservant les valeurs qui leur avaient été attribuées par le GRNC lors de sa première mission. Cette sélection a été effectuée en examinant successivement les différentes étapes du transfert jusqu'à l'Homme. Les critères de sélection ont été définis de façon à ce que les paramètres retenus contribuent à au moins 95% du risque. Ils sont les suivants :

- un radionucléide au sein d'une voie d'atteinte est retenu s'il contribue à plus de 0,5% du risque,
- un paramètre de transfert ou de mode de vie au sein d'une voie d'atteinte est retenu si sa contribution au risque est supérieure à 0,15%.

Ce mode de sélection conduit à faire varier 214 paramètres pour l'analyse d'incertitude.

II. Résultats obtenus

1. Détermination des intervalles de variation et des distributions des paramètres

Pour la détermination des intervalles de variation et des distributions de probabilité des paramètres, trois cas peuvent se présenter en fonction du paramètre considéré :

- des données spécifiques du site ou de la zone sont disponibles à partir des résultats d'études réalisées sur le site. Les distributions des valeurs possibles des paramètres sont alors spécifiques du site considéré,

- aucune donnée n'est disponible à partir des études réalisées sur le site mais des références bibliographiques fournissent des indications sur des valeurs applicables,
- aucune donnée n'est disponible, que ce soit à partir des études réalisées sur le site ou à partir d'une étude bibliographique générale. Les distributions des valeurs sont construites à partir d'hypothèses basées sur des analogies ou bien par jugement d'expert.

Le choix du GRNC a été de privilégier les données locales par rapport aux données nationales ou internationales, de privilégier les valeurs d'activités moyennes dans l'environnement plutôt que les valeurs extrêmes, les modes de vie moyens plutôt que les comportements particuliers. Ce choix vient du fait que le calcul concerne une « cohorte » nombreuse d'individus de divers âges ayant résidé dans le canton de Beaumont-Hague et non pas en un lieu précis, et qui ont pu être exposés aux rejets de l'usine de La Hague dès 1966, donc sur une longue période.

En fonction des données disponibles, deux approches sont possibles pour modéliser les incertitudes associées aux activités des radionucléides dans les compartiments du domaine marin et terrestre. L'approche analytique consiste à évaluer les incertitudes sur les activités calculées à partir du terme source. Cette approche implique de connaître les distributions des valeurs des différents paramètres intervenant à chacune des étapes du calcul (activités rejetées, facteurs de transfert, etc.). L'approche agrégée consiste à évaluer les incertitudes sur les activités à partir des activités mesurées dans l'environnement. Cette approche est dite agrégée car la mesure d'activité dans un compartiment de l'environnement intègre la variabilité des phénomènes intervenant en amont.

Pour le milieu marin du Nord-Cotentin, comme il existe de nombreuses mesures d'activité dans les compartiments du milieu, le groupe de travail a opté pour l'approche agrégée.

Pour la dispersion atmosphérique, une approche combinée qui s'appuie sur des mesures réalisées autour de l'usine COGEMA La Hague a été utilisée.

Pour le transfert dans les végétaux et les produits d'origine animale, l'approche analytique a été retenue car il existe un nombre limité de mesures supérieures aux limites de détection dans l'environnement du Nord-Cotentin. Les distributions des paramètres de transfert sont basées sur des études bibliographiques et des données acquises sur l'ensemble de la France.

En ce qui concerne les paramètres de mode de vie, les distributions ont été construites par jugement d'expert sur la base de résultats d'enquêtes locales couvrant l'ensemble de la période d'étude pour les comportements spécifiques à la région du Nord-Cotentin (par exemple, temps passé sur la plage, consommation de crustacés et de mollusques, ...) et d'enquêtes nationales pour les autres paramètres.

Les dépendances entre les paramètres ont été étudiées de façon qualitative. Cette étape est importante, car le fait que certains paramètres soient corrélés influe fortement sur la distribution de probabilité du risque calculé et en particulier augmente la probabilité des valeurs extrêmes. Le choix du groupe de travail a été de retenir l'hypothèse d'indépendance soit parce qu'elle semblait logique, soit par défaut et de modéliser uniquement les dépendances évidentes.

2. Analyse de sensibilité mono-paramétrique

L'objectif de l'analyse de sensibilité est de mettre en évidence, parmi les paramètres jugés prépondérants, ceux dont la variation conduisait à de fortes variations du risque. Ces paramètres considérés comme les plus sensibles sont ensuite utilisés pour l'analyse d'incertitude.

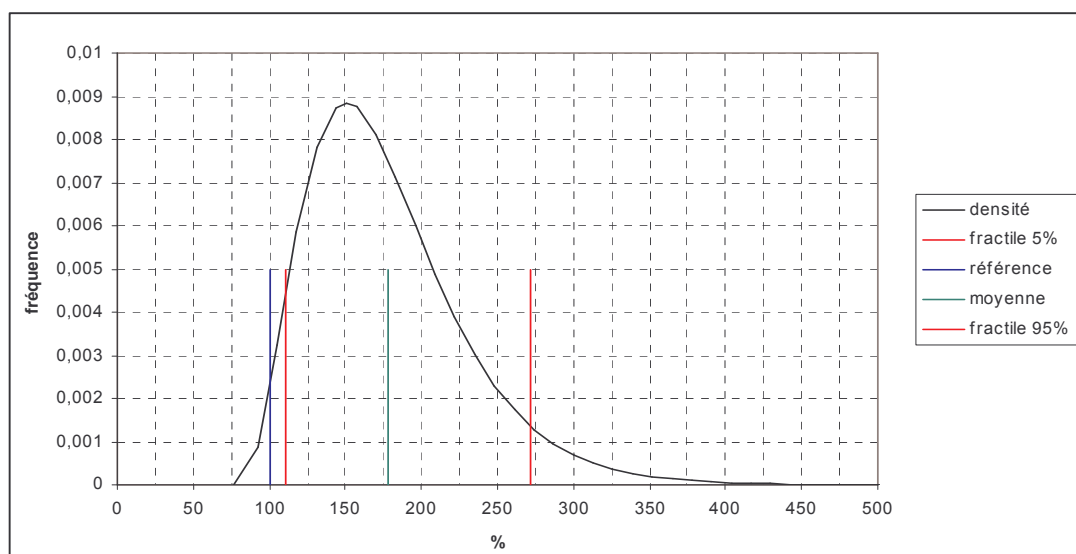
Une analyse de sensibilité mono-paramétrique a été menée. Elle a consisté à calculer, pour chaque paramètre dont on connaît l'intervalle de variation, la variation correspondante du risque, les autres valeurs des paramètres étant fixées aux valeurs qui avaient été proposées par le GRNC au cours de sa première mission. Dans cette analyse, deux calculs ont été réalisés pour chaque paramètre prépondérant, l'un pour son minimum, l'autre pour son maximum. Le principal résultat de l'analyse est que le risque est peu sensible à la moitié des paramètres au moins. Utiliser ce résultat conduit à éliminer un grand nombre de paramètres pour réaliser l'analyse d'incertitude. Cependant, l'analyse mono-paramétrique ne tient pas compte des interactions entre paramètres. En conséquence, il n'est pas apparu prudent de réduire le nombre de paramètres à considérer pour la suite du travail.

3. Analyse d'incertitude par la méthode probabiliste

La méthode probabiliste met en jeu une simulation de Monte-Carlo qui consiste à réaliser n tirages aléatoires pour l'ensemble des paramètres afin de calculer n valeurs pour le risque et d'en déduire sa distribution de probabilité. Le calcul du risque a été exécuté 1000 fois. La distribution du risque peut être décrite à l'aide des fractiles, c'est à dire les valeurs du risque associées à un niveau de probabilité donné, par exemple les fractiles 5% et 95%.

Dans la figure 2, le risque est exprimé en pourcentage du risque de référence⁶. La distribution du risque est très étroite (facteur 2 à 3 entre le fractile 95% et le fractile 5%). Ce résultat s'explique par le nombre important de paramètres et l'hypothèse d'indépendance appliquée pour la plupart des paramètres. De plus, le risque de référence est situé dans les valeurs basses de cette distribution (fractile 2%), résultat dû au choix fait, par précaution, de distributions de paramètres généralement dissymétriques avec une moyenne supérieure au mode.

Figure 2 : Méthode probabiliste – distribution du risque exprimé en % du risque de référence



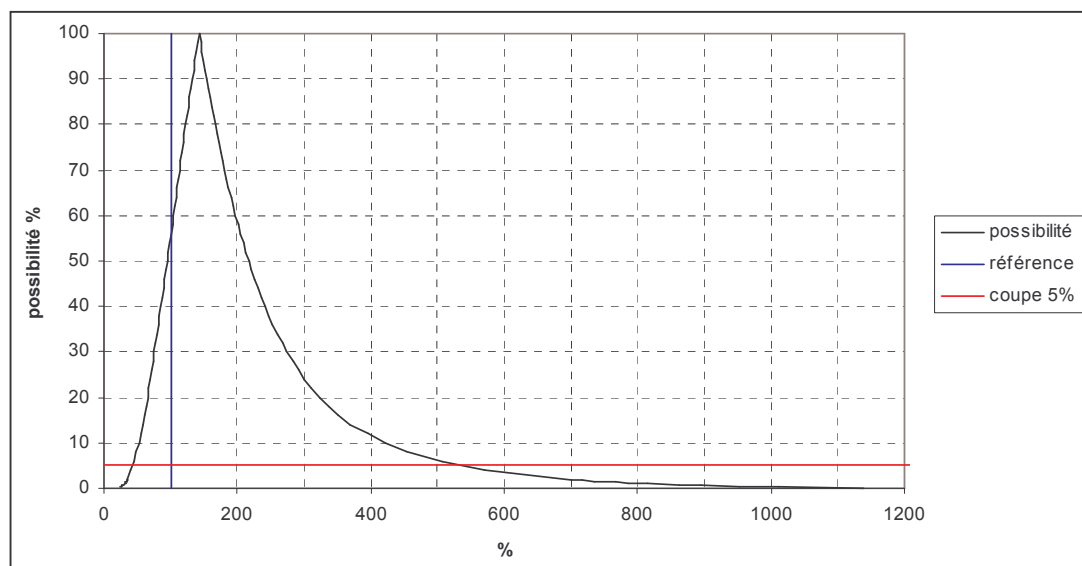
⁶ Risque calculé par le GRNC au cours de sa première mission (0,0009 cas).

4. Analyse d'incertitude par la méthode possibiliste

La bonne mise en œuvre de la méthode probabiliste nécessite de connaître non seulement les distributions de chaque paramètre mais aussi les dépendances entre les paramètres. Ces informations étant rarement accessibles, de nombreuses hypothèses doivent être faites qui conditionnent fortement les résultats. Pour ces raisons, il a semblé intéressant au groupe de travail de développer une méthode complémentaire qui requiert moins d'hypothèses, la méthode possibiliste.

Le principe de la méthode possibiliste est de décomposer le risque en composants élémentaires, chaque composant étant défini comme le risque associé à une classe d'âge, une voie d'atteinte, et éventuellement un produit alimentaire. L'incertitude sur chacun des composants élémentaires est évaluée par la méthode probabiliste ; on définit ensuite pour chacun de ces composants, à partir de sa distribution de probabilité, une distribution de possibilité⁷. La distribution finale du risque est obtenue en « sommant » les distributions de possibilité élémentaires. Les bornes inférieures et supérieures du résultat final sont la somme des bornes correspondantes des composants élémentaires. La distribution de possibilité du risque est présentée sur la figure 3. Sur cette figure, le risque est rapporté au risque de référence. La distribution du risque est plus large que pour la méthode probabiliste. Les valeurs de risque supérieures à une possibilité de 5% sont comprises entre 0,4 et 5 fois la valeur de référence. Le risque de référence correspond à une possibilité de 60% et reste donc légèrement décentré vers les valeurs inférieures pour les mêmes raisons que dans la méthode probabiliste (distributions dissymétriques).

Figure 3 : Méthode possibiliste – distribution du risque exprimé en % du risque de référence



⁷ Etablir une distribution de possibilité associée à une grandeur consiste à attribuer à chaque valeur numérique un coefficient de possibilité compris entre 0 et 1. Ainsi, pour chaque composant élémentaire de risque, les valeurs inférieures ou supérieures aux valeurs extrêmes obtenues par simulation de Monte Carlo sont considérées impossibles (possibilité=0), les valeurs médianes sont estimées tout à fait possibles (possibilité=1) et les valeurs intermédiaires ont des coefficients de possibilité calculés proportionnellement à leurs fractiles.

En tout état de cause, un calcul consistant à attribuer aux paramètres incertains les valeurs des bornes inférieures (ou fractiles 1%) puis supérieures (ou fractiles 99%) de leurs intervalles de variation conduit à un risque collectif compris entre 0,1 et 30 fois le risque de référence. Il faut cependant souligner que ce calcul maximaliste n'est pas réaliste car basé sur des comportements extrêmes envisageables pour un individu particulier mais pas pour une cohorte.

III. Conclusion

L'analyse de sensibilité mono-paramétrique a montré que le risque est peu sensible à la moitié des paramètres au moins.

L'analyse d'incertitude a permis d'établir des intervalles de variation pour le risque en appliquant deux méthodes complémentaires. L'une, probabiliste, conduit à un intervalle de valeurs comprises entre 1,1 et 2,7 fois le risque de référence (soit 0,001 à 0,0024 cas de leucémie) ; l'autre, possibiliste, conduit à un intervalle de valeurs comprises entre 0,4 et 5 fois le risque de référence (soit 0,0004 à 0,0045 cas de leucémie). Un calcul maximaliste considéré comme non réaliste conduit à un intervalle de valeurs comprises entre 0,1 et 30 fois la valeur de référence (soit 0,00009 à 0,027 cas de leucémie). Toutes ces valeurs restent très inférieures au nombre de cas de leucémies observées pour la même population et la même période (4 cas observés pour 2 cas attendus) et au risque de leucémie radio-induite toutes sources d'exposition confondues (naturelles, médicales, industrielles), soit 0,84 cas. Il apparaît donc peu probable que les installations nucléaires du Nord-Cotentin puissent expliquer la tendance à l'excès de leucémies observée.

Il faut, à ce stade, rappeler les limitations de l'étude d'incertitude réalisée. L'étude effectuée concerne le risque de leucémie résultant de l'exposition ex utero aux rejets de routine estimés par le GRNC à 0,0009 cas (risque de référence) donc elle n'inclut pas le risque lié aux incidents et accidents (inférieur à 0,0012 cas) ni le risque associé à l'exposition in utero (0,0003 cas). Le fait de les prendre en compte ne modifiera pas vraiment la largeur des intervalles de variation donnés ci-dessus.

Une autre limitation doit être soulignée. Les incertitudes associées aux coefficients de dose et de risque n'ont pas été considérées car il n'existe pas actuellement de documents agréés au plan scientifique sur les incertitudes qui accompagnent ces coefficients.

Il faut cependant souligner que le GRNC, en liaison avec les experts de COMARE, se tient informé des auditions qui vont être lancées à l'initiative du Ministère de l'Environnement britannique sur la qualité des modèles permettant de calculer les risques à partir de doses. Les résultats de ces travaux devraient pouvoir permettre de proposer des intervalles de variation associés à ces modèles.

Réaliser une étude d'incertitude d'une telle ampleur dans le domaine de l'évaluation des impacts radiologiques est exemplaire à plusieurs titres : la diversité des modèles, le traitement de plusieurs centaines de paramètres, la mise en œuvre de plusieurs méthodes de quantification de l'incertitude. En termes de connaissances acquises, le travail effectué pour préciser les intervalles de variation et les distributions des paramètres a permis de constituer une base de données unique pour les futures études de sensibilité et d'incertitude. Enfin, dans une perspective de recherche, la réflexion sur la théorie des possibilités appliquée à ce type d'évaluation mériterait d'être poursuivie.

C. IMPACT DES REJETS CHIMIQUES

I. Définition de la mission et approche générale

1. Objectif de l'étude

L'étude porte d'une part sur les impacts des rejets chimiques des installations nucléaires du Nord-Cotentin sur les populations et les écosystèmes et d'autre part, sur la contribution éventuelle de ces rejets au développement des leucémies chez les jeunes du canton de Beaumont-Hague pour lesquels une incidence élevée de leucémie a été observée.

Pour répondre à ces interrogations, les approches retenues ont consisté à réaliser en parallèle :

- Une analyse visant à évaluer les risques pour la santé humaine et les écosystèmes qui résulteraient d'une exposition aux rejets actuels des installations nucléaires. Les rejets antérieurs sont pris en compte de façon à intégrer l'accumulation dans l'environnement attribuable au fonctionnement passé des installations nucléaires.
- Une analyse spécifique du risque leucémogène associée à certaines substances chimiques présentes dans les rejets des installations nucléaires locales. Cette analyse a pour objectif d'étudier la possibilité que ces substances puissent constituer des facteurs de risque pour les jeunes du Nord-Cotentin.

Le champ d'étude est celui des expositions chroniques associées aux rejets chimiques des installations nucléaires du Nord-Cotentin (centre de traitement des combustibles usés de COGEMA La Hague, centre nucléaire de production d'électricité d'EDF de Flamanville, centre de stockage de déchets radioactifs de l'ANDRA, installations de la Marine Nationale de Cherbourg) en fonctionnement normal. Les risques potentiels liés aux autres sources de rejet (activités industrielles du port de Cherbourg, rejets urbains de la communauté de Cherbourg, agriculture, fosse de stockage des Casquets, ...) ne sont pas évalués dans cette étude.

Une revue des évaluations des risques sanitaires associés aux rejets chimiques de sites nucléaires et une analyse des études sanitaires réalisées dans le cadre réglementaire français ont été conduites afin d'apporter des éléments de réflexion dans la construction méthodologique des travaux.

2. Composition des groupes de travail spécialisés

La difficulté principale du sujet tenait à la nécessité de reconstituer les rejets chimiques passés pour lesquels la quantification et la surveillance de l'environnement ont été moins bien encadrées que pour les rejets radioactifs (série incomplète de mesures des éléments rejetés, nombre limité de mesures dans l'environnement). De plus, la méthodologie spécifique d'évaluation des risques des substances chimiques nécessite une appréciation des valeurs de référence à adopter pour évaluer les dangers et les risques associés, alors que dans le domaine radiologique un consensus international existe sur les valeurs à utiliser, consensus qui fait l'objet de réévaluations périodiques selon les nouvelles données.

D'où l'importance de mobiliser un ensemble d'experts nationaux et internationaux sur le sujet, ce qui a nécessité d'une part l'élargissement de la composition du GRNC plénier à des experts institutionnels (INERIS, IFREMER), associatifs (Robin des Bois) et à des experts étrangers (G. Bengtsson du KEMI et D. Shuker de l'Open University) et d'autre part la création de groupes de travail spécialisés afin d'analyser les rejets ("Terme source"), les mesures dans l'environnement, le risque sanitaire et le risque environnemental (cf. composition en Annexe IV).

II. Évaluation des impacts pour la santé humaine et les écosystèmes

1. Méthodologie générale

La méthodologie suivie pour évaluer les risques tant pour la santé que pour les écosystèmes liés aux rejets chimiques des installations nucléaires du Nord-Cotentin est la démarche classique d'évaluation quantitative des risques telle que décrite dans le règlement européen (CE) n°1488/94⁸.

En ce qui concerne l'évaluation des risques sanitaires, cette démarche est reprise au plan national dans les documents de l'INVS (2000)⁹ et de l'INERIS (2001)¹⁰. S'agissant de l'évaluation des risques pour les écosystèmes, la démarche s'appuie sur les guides techniques européens (CE 96)¹¹ élaborés en support du règlement (CE) n°1488/94.

L'évaluation des risques repose sur trois grandes étapes successives :

- Évaluation des dangers comportant la sélection des substances d'intérêt et la caractérisation de leur toxicité ainsi que de leur écotoxicité en vue d'identifier leur valeur toxicologique de référence (VTR) ou leur concentration prévisible sans effet pour les écosystèmes (PNEC).
- Évaluation des expositions comportant successivement l'évaluation des concentrations dans l'environnement et la définition de scénarios d'exposition en vue de déterminer les concentrations d'expositions des populations et des écosystèmes.
- Caractérisation des risques correspondant à une confrontation des concentrations d'exposition aux valeurs toxicologiques de référence ou aux concentrations prévisibles sans effet pour les écosystèmes.

Cette démarche a été appliquée au cas particulier du Nord Cotentin et intègre, lorsque cela a été possible, une étape parallèle d'identification des sources d'incertitude de la démarche d'évaluation quantitative des risques (figure B1).

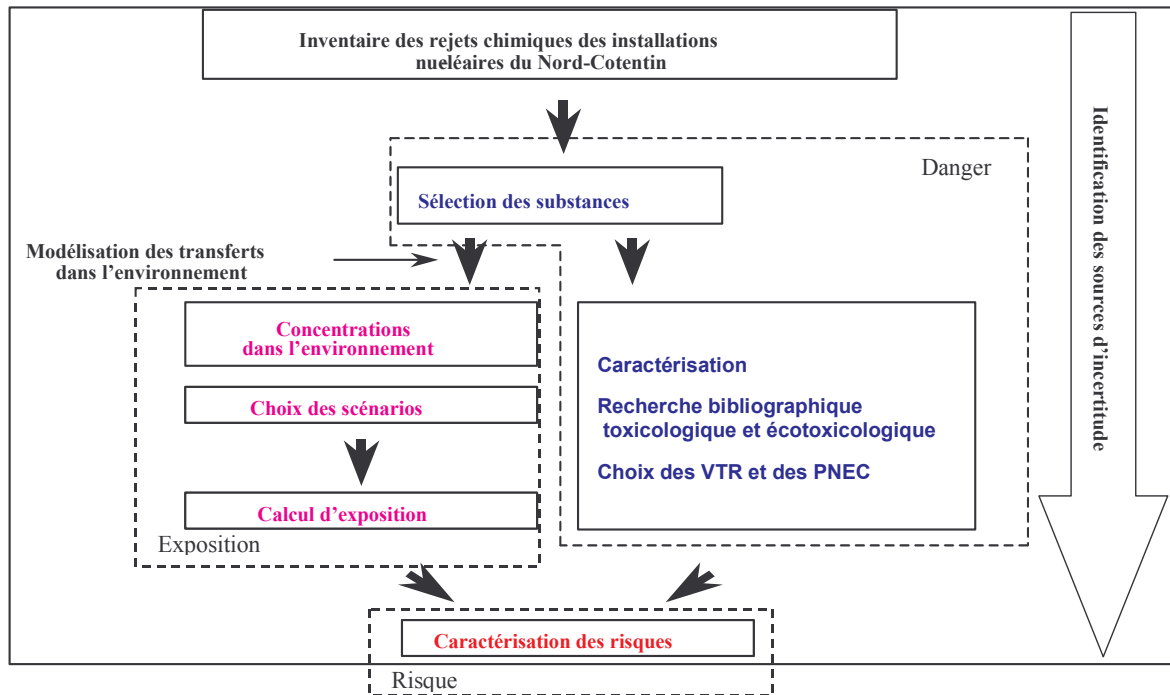
⁸ JOCE N° L161 du 29/06/94

⁹ Institut National de Veille Sanitaire, Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact. Saint-Maurice (France), mai 2000.

¹⁰ Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, Guide Méthodologique : Evaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques dans l'étude d'impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement. Version projet 3.0 du site web de l'INERIS, novembre 2001.

¹¹ C.E. (1996) – European Commission. Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) N° 1488/94 on risk assessment for existing substances.

Figure B1 : Les différentes étapes de l'évaluation des risques
 (- : évaluation des dangers ; - : évaluation des expositions ; - : caractérisation des risques)



2. Terme source des installations

Les installations nucléaires du Nord-Cotentin concernées par cette étude sont : le centre de traitement des combustibles usés de COGEMA La Hague, le centre nucléaire de production d'électricité d'EDF de Flamanville, le Centre de stockage des déchets radioactifs de l'ANDRA, les installations de la Marine Nationale de Cherbourg.

L'objectif a consisté, dans un premier temps à recenser et examiner l'ensemble des mesures existantes mises à disposition par les exploitants relatives aux rejets de substances chimiques dans les effluents liquides et gazeux. Ensuite, en l'absence de mesures lors des premières années de fonctionnement des installations, l'ordre de grandeur de ces rejets chimiques (essentiellement ceux de COGEMA La Hague) a été reconstitué.

Cette démarche intègre en principe les rejets liés aux incidents/accidents dès lors que ces rejets sont quantifiés dans les mesures de routine.

- **COGEMA**

Des activités non nucléaires ont commencé à fonctionner sur le site dès 1964. La première usine de retraitement de COGEMA La Hague a été mise en service en 1966 ; les activités principales du site ont d'abord porté sur le retraitement des combustibles usés issus des réacteurs UNGG (Uranium Naturel Graphite Gaz) de 1966 à 1987 puis des réacteurs à eau légère d'origine française et étrangère depuis 1976.

En ce qui concerne les rejets liquides, l'ensemble des substances chimiques faisant l'objet d'un suivi réglementaire mensuel depuis 1987 jusqu'en 2000 a été recensé dans les effluents radioactifs aqueux et les effluents dits "eaux à risques" qui sont rejetés en mer via l'émissaire.

Les caractéristiques chimiques des autres effluents liquides (eaux usées industrielles, eaux usées domestiques et eaux pluviales) ont été recensées pour la même période. Ces effluents sont rejetés dans les ruisseaux à proximité du site. Pour la période 1964-1986, une reconstitution des rejets a été effectuée.

En ce qui concerne les rejets gazeux, le recensement des substances chimiques présentes, émis par le procédé, la chaufferie et l'incinérateur de déchets banals, qui a été mis en service en 1995, ainsi que la reconstitution de leurs concentrations dans ces rejets ont été effectués. Dans le cas particulier de l'incinérateur de déchets banals, compte tenu de la décision prise par COGEMA au cours des travaux du GRNC d'arrêter cette installation, deux cas de figures ont été traités : l'incinérateur fonctionne jusqu'en 2030, l'incinérateur est arrêté mi-2002.

- Centrale EDF de Flamanville

La centrale EDF de Flamanville comprend deux réacteurs à eau pressurisée (REP) de puissance unitaire de 1300 MWe. Ces deux réacteurs ont été couplés successivement au réseau en décembre 1985 et en juillet 1986.

Les quantités de substances chimiques rejetées annuellement (principalement par les circuits primaire et secondaire) ont été évaluées depuis 1986 jusqu'à l'an 2000 inclus.

- Centre de stockage des déchets radioactifs de la Manche (ANDRA)

Ce centre était destiné au stockage en surface de déchets radioactifs de faible et moyenne activité. Il a reçu les colis de déchets radioactifs de novembre 1969 à juin 1994. Après la mise en place de la couverture, le Centre a demandé une autorisation de passage en phase de surveillance.

Le recensement qualitatif et quantitatif des principales substances chimiques toxiques présentes dans les déchets stockés a été réalisé par l'ANDRA.

Les quantités de substances chimiques contenues dans les effluents liquides (eaux dites « à risque » du réseau séparatif rejetées via la conduite de rejet en mer COGEMA, et eaux pluviales recueillies sur le Centre rejetées dans la Ste Hélène) ont été évaluées régulièrement depuis 1995 à partir notamment d'échantillons moyens semestriels constitués d'aliquotes prélevés périodiquement.

- Marine Nationale

Les eaux pluviales et les eaux usées de l'arsenal de Cherbourg de la Marine Nationale suivent des réseaux séparés depuis 1981. Une station de traitement des effluents liquides fonctionne depuis fin 1984.

Depuis 1985, les rejets d'effluents liquides contenant les substances chimiques sont générés essentiellement par les bains acides servant au décapage des pièces métalliques et par les bains utilisés pour la galvanoplastie.

Les quantités annuelles de substances chimiques issues de la station de traitement sont mesurées depuis 1985. Il s'agit des métaux (aluminium, chrome total, chrome à la valence VI, cadmium, fer, nickel, zinc) ainsi que l'élément fluor, le phosphore total et le soufre.

Le GRNC ayant reçu tardivement ces informations et ayant en outre demandé à la Marine Nationale des compléments d'information auxquels celle-ci a apporté des réponses dans un courrier récent (27/06/02), a considéré qu'il était préférable d'examiner ultérieurement l'ensemble de ces documents. Les résultats de cette analyse seront disponibles au cours du premier semestre 2003.

3. Évaluation des risques

Les différentes étapes de l'évaluation des risques décrites dans ce chapitre (évaluation des dangers, évaluation des exposition et caractérisation des risques) correspondent à la méthodologie générale présentée au paragraphe II.1 et portent à la fois sur les aspects sanitaires et sur les aspects environnementaux.

Le travail d'évaluation quantitative des risques est accompagné de nombreuses incertitudes et limites qui sont discutées dans le chapitre 4.

3.1 Évaluation des dangers

3.1.1 Sélection des substances

Le processus de détection des substances aux différentes étapes de l'évaluation du risque est schématisé à la figure B2. Le GRNC s'est efforcé d'être aussi exhaustif que possible notamment s'agissant de l'usine COGEMA La Hague où 330 produits approvisionnés et substances rejetées ont été identifiés.

- Impact sanitaire

Pour réaliser la sélection des substances à examiner dans le cadre de l'étude des dangers, une double série de critères a été retenue : la première correspond à des critères de pertinence (émission, potentiel d'exposition, effet sanitaire) ; la seconde à des critères de faisabilité (quantification de l'émission et existence d'une valeur toxicologique de référence - VTR).

L'application de ces critères à la liste des substances identifiée lors de la caractérisation du terme source a permis de sélectionner 30 substances pour lesquelles il est non seulement pertinent mais aussi possible de mener à son terme l'évaluation des risques sanitaires : l'acide chlorhydrique, l'aluminium, l'ammoniaque, l'antimoine, l'arsenic, le baryum, le béryllium, l'acide borique, le bromoforme, le cadmium, le chrome, le cobalt, le cuivre, les cyanures, les dioxines, les oxydes d'azote, le dioxyde de soufre, le fer, les fluorures, l'hydrazine, le manganèse, le mercure, le nickel, les nitrites, les nitrates, le plomb, les poussières, l'uranium, le vanadium et le zinc.

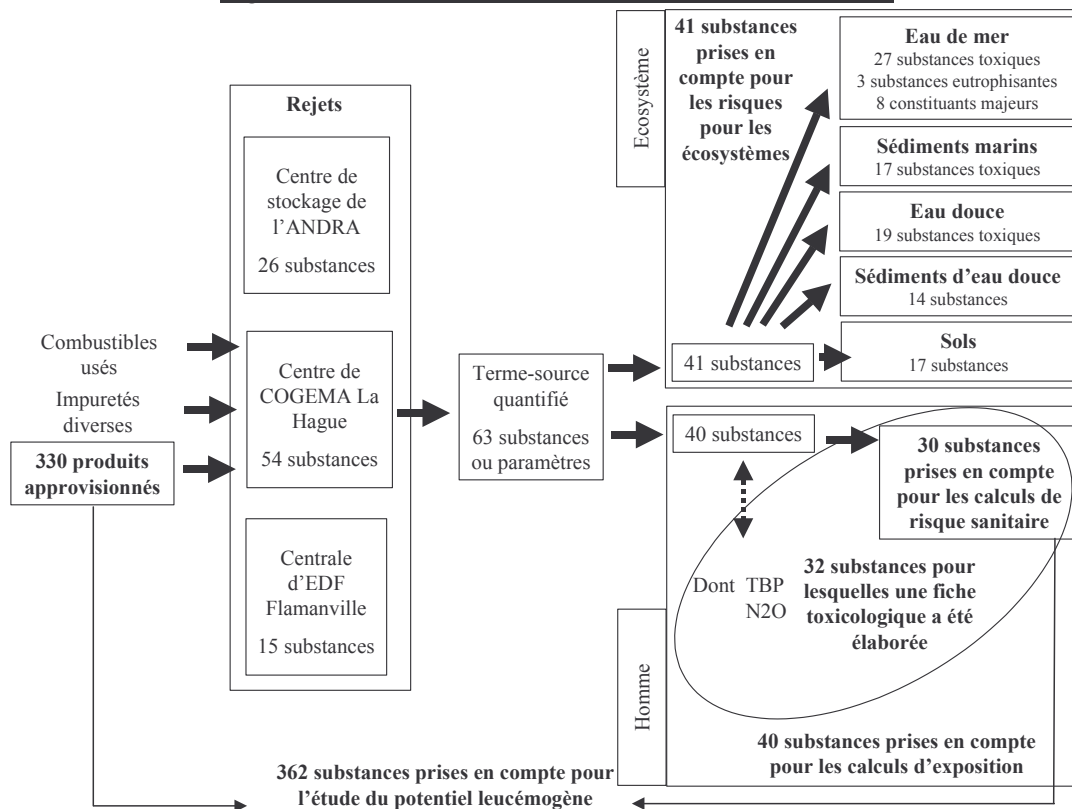
En outre, 10 substances ont été sélectionnées sur la base des critères précités excepté le dernier (existence d'une VTR). L'évaluation des risques sanitaires de ces substances a été menée jusqu'aux calculs d'exposition. Il s'agit du calcium, de la lithine, du monoxyde de carbone, du protoxyde d'azote (N_2O), du tellure, du thallium, du titane, du tributylphosphate (TBP), du zirconium et de l'acide fluorhydrique. Pour deux d'entre elles, les quantités prises en compte dans les rejets méritent qu'en plus de leur comportement dans l'environnement, leur toxicité soit étudiée en vue d'apprécier l'exposition potentielle de la population. C'est le cas du *TBP* et du N_2O ¹².

¹² Pour le N_2O , les quantités prises en compte dans les rejets sont déterminées à partir de seuils de détection. Cependant, les calculs théoriques des quantités émises à partir de la connaissance des réactions de procédé indiquent qu'elles sont de l'ordre de grandeur de la limite de détection.

- Impact pour les écosystèmes

Sur les 63 substances ou paramètres pour lesquels des suivis de rejets ont été recensés pour le terme source, 41 substances ont été retenues pour l'évaluation des risques pour les écosystèmes. Cette sélection a été effectuée à partir de critères de pertinence écotoxicologique, de pertinence par rapport au milieu récepteur étudié et de la connaissance sur l'écotoxicité des substances (fig. B2). Ainsi des paramètres tels que COV, métaux lourds, poussières, hydrocarbures totaux ou détergents n'ont pas été pris en compte. De même, compte tenu de l'absence de connaissance sur leur écotoxicité sur les organismes du sol, les dioxines n'ont pas été évaluées. Les évaluations ont porté sur : acide borique, aluminium, ammoniacque, antimoine, arsenic, baryum, béryllium, brome, bromoforme, cadmium, calcium, chlorures, chrome, cobalt, cuivre, cyanures, étain, fer, fluorure, hydrazine, lithium, magnésium, manganèse, mercure, morpholine, nickel, nitrates, nitrites, phosphates, plomb, potassium, sodium, sulfates, tellure, thallium, titane, tributylphosphate, uranium, vanadium, zinc et zirconium.

Figure B2 – Processus de sélection des substances



3.1.2 Évaluation de la toxicité

- Évaluation de la toxicité des substances chimiques (impact sanitaire)

Des fiches de synthèse toxicologiques ont été rédigées pour les 30 substances sélectionnées, ainsi que pour le TBP et le protoxyde d'azote, à partir des données bibliographiques adéquates pour l'identification des dangers pour la santé humaine. Ces fiches ont pour objectif, d'une part, de décrire les effets toxiques résultant d'une exposition chronique (effets systémiques non cancérigènes, effets cancérigènes, génotoxicité, effets sur la reproduction et le développement) et, d'autre part, de choisir la valeur toxicologique de référence (VTR) destinée à la caractérisation des risques sanitaires pour les seules substances sélectionnées.

- Évaluation de l'écotoxicité des substances chimiques (impact sur les écosystèmes)

Des fiches de synthèse écotoxicologiques ont été rédigées pour l'ensemble des substances, à partir des données bibliographiques disponibles. Ces fiches ont pour objectif, d'une part, de décrire les données écotoxicologiques disponibles et, d'autre part, de proposer une concentration prévisible sans effet pour les écosystèmes (PNEC).

3.2 Évaluation des concentrations et expositions

3.2.1 Détermination des concentrations dans l'environnement

La détermination des concentrations des substances dans les différents milieux doit se faire en utilisant de façon complémentaire la métrologie et la modélisation. Cependant, dans le cas du Nord-Cotentin, il existe peu de mesures de substances chimiques dans les milieux continental et marin. C'est pourquoi, à ce stade du travail, la détermination des concentrations d'exposition du milieu terrestre a été basée exclusivement sur la modélisation qui reprenait chaque fois que cela était possible les outils utilisés lors des précédents travaux du GRNC portant sur les rejets radioactifs. De même, la détermination des concentrations d'exposition du milieu marin est basée sur les précédents travaux du GRNC, travaux consistant à déterminer des facteurs de dilution des substances rejetées à partir du suivi de quelques éléments radioactifs (antimoine, ...).

Par ailleurs, une réflexion sur les mesures à réaliser dans l'environnement a été initiée dans le cadre d'un groupe spécialisé (GT Mesures). Ce travail a permis de proposer un programme de prélèvements et de mesures chimiques afin d'apporter des éléments d'appréciation sur les hypothèses retenues dans la modélisation.

- Concentrations dans le milieu continental

La modélisation du cheminement des polluants à partir de leur point d'émission a consisté à modéliser leur dispersion atmosphérique puis leur transfert dans la chaîne alimentaire terrestre.

S'agissant de la dispersion atmosphérique, les conditions de rejet des substances chimiques diffèrent de celles des rejets radioactifs, par le nombre d'émissaires, les hauteurs de rejet et les températures d'émission. L'applicabilité de la méthode mise en œuvre par le groupe de travail sur la modélisation du GRNC dans sa première mission a donc été vérifiée de façon précise. Des tests d'intercomparaison avec d'autres outils de calcul ont été réalisés afin de choisir la méthode la plus pertinente dans le cas des installations de COGEMA La Hague. *In fine*, le même outil que celui utilisé pour les rejets radioactifs a été retenu. Les calculs des coefficients de transfert atmosphérique (CTA) et des débits de dépôts, secs et humides, ont été effectués en tous les points nécessaires pour évaluer l'exposition des populations humaines, végétales et animales.

S'agissant du transfert dans la chaîne alimentaire terrestre, le modèle utilisé par le GRNC, applicable à des aérosols inorganiques, a aussi été réemployé pour les substances chimiques. Pour les éléments inorganiques non étudiés précédemment par le GRNC, une revue bibliographique dans les domaines chimique et radioécologique a permis de proposer des valeurs de paramètres de transfert. Il a été décidé de travailler avec les valeurs maximales des gammes de variation des paramètres ainsi déterminées. Enfin, dans le cas des dioxines, seule famille de substances organiques prises en compte dans la modélisation des transferts dans la chaîne alimentaire terrestre, une revue bibliographique a conduit au choix de paramètres de transfert spécifiques.

- Concentrations dans le milieu marin

Les concentrations dans le milieu marin ont été évaluées pour les substances rejetées en mer par l'établissement COGEMA La Hague (rejets A (dit actif) et V (dit à vérifier) COGEMA et eaux à risque COGEMA et ANDRA) et par la centrale de Flamanville.

Les apports à la mer des eaux de surface (notamment la Sainte-Hélène) n'ont pas été pris en compte.

De façon similaire au cas des rejets dans le milieu terrestre, la modélisation du cheminement des polluants dans le milieu marin a porté sur leur dilution et leur transfert dans les organismes marins.

- ✓ *Facteurs de dilution*

Les facteurs de dilution utilisés sont ceux qui ont été déterminés par le GRNC. Ils sont représentatifs du transport des substances chimiques solubles par les masses d'eau. Ils ne tiennent pas compte de la fixation éventuelle des substances sur les particules sédimentaires, entre le point de rejet et la zone où ils sont appliqués. Pour les substances susceptibles de s'adsorber sur les particules, les concentrations estimées dans l'eau à l'aide des facteurs de dilution seront de ce fait surestimées.

En ce qui concerne les rejets marins de l'établissement COGEMA La Hague : les facteurs de dilution ont été déterminés par le GRNC dans sa première mission à partir du suivi des rejets A + V.

Les rejets A (dits « actifs ») sont rejetés aux heures de marée qui assurent la forte dilution. Pour les rejets V (dits « à vérifier ») seuls, qui sont rejetés sans contrainte de marée, le GRNC a considéré que la dilution était deux fois moins importante.

Cette dernière approche plus pénalisante, a été retenue pour l'ensemble du rejet étant donné que les informations relatives aux rejets A et V ne sont pas différenciées.

En ce qui concerne les rejets de la centrale EDF de Flamanville : les facteurs de dilution ont été déterminés par le GRNC à partir du suivi des concentrations en cobalt 58 et en manganèse 54 dans des algues et des mollusques. Pour l'estimation des concentrations d'exposition des organismes aquatiques pélagiques, un facteur 10 supplémentaire a été appliqué aux quantités moyennes rejetées annuellement afin de tenir compte de la forte variabilité des rejets.

- ✓ *Concentration d'exposition dans les sédiments*

Les concentrations d'exposition dans les sédiments ont été évaluées à partir des concentrations dans l'eau de mer et des coefficients de partage entre l'eau et les sédiments pour chaque substance. Les coefficients de partage déterminés par le GRNC ont été utilisés. En l'absence des données du GRNC, les coefficients de partage ont été déterminés après analyse bibliographique.

- ✓ *Transfert dans les organismes marins*

Les transferts dans les organismes marins ont été déterminés à partir de concentrations dans l'eau de mer et des facteurs de bio-concentration. Pour les substances déjà étudiées dans la première mission du GRNC, les facteurs de bio-concentration déterminés par le GRNC-GT3 ont été utilisés. Pour les substances nouvellement étudiées une étude bibliographique a permis de proposer des facteurs de bio-concentration.

3.2.2 Évaluation des expositions

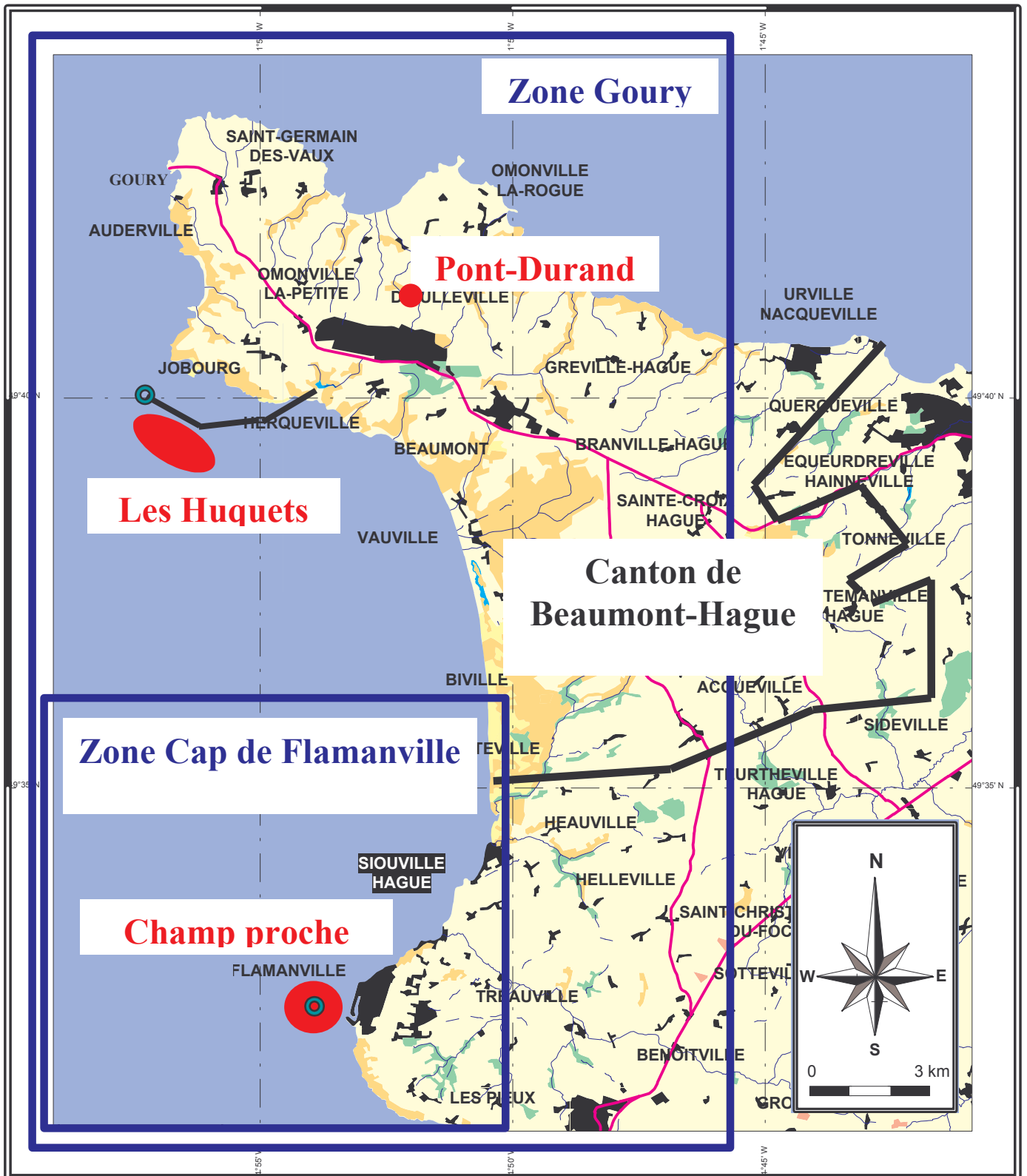
- Expositions humaines

Cette étape s'appuie sur les résultats de l'étape précédente (concentrations dans l'environnement) et sur l'identification des populations susceptibles d'être les plus exposées (scénarios d'exposition).

La concentration moyenne dans chaque compartiment du milieu terrestre est définie comme la moyenne des concentrations des 19 communes du canton de Beaumont-Hague pondérée par l'effectif de population de chaque commune. En ce qui concerne le milieu marin, la concentration moyenne dans chaque compartiment est celle de la zone du cap de Flamanville, qui inclut les contributions des rejets de la centrale EDF et de l'émissaire marin de COGEMA.

Les concentrations correspondant aux zones les plus exposées sont, pour les rejets atmosphériques, celles correspondant à la zone habitée la plus exposée. Ces zones, définies à partir des résultats du modèle de dispersion atmosphérique, sont celles pour lesquelles le CTA est maximal (certains hameaux d'Omonville-la-petite) où le débit de dépôt est maximal (hameau de Pont-Durand). En ce qui concerne le milieu marin, ces concentrations sont celles du secteur des Huquets pour les rejets de l'émissaire COGEMA et celles de la zone dite « de dilution minimale » pour les rejets EDF (environ 500 m autour de l'émissaire) (Cf Figure B3).

Figure B3 : Présentation des différentes zones et/ou points d'étude



BDCARTO registered trademark – copyright IGN 1997

Les scénarios d'exposition de la population, ont été construits afin de répondre à une double contrainte : correspondre *a priori* aux situations les plus exposées, soit par le comportement des personnes concernées (consommation importante, temps passé à l'extérieur élevé...), soit par le niveau de concentration au lieu de résidence ; représenter un groupe de population permettant de ne pas se limiter à des scénarios spécifiques ne correspondant qu'à quelques individus.

Trois scénarios ont ainsi été retenus (cf. tableau B4) :

- le scénario S1 est un scénario « moyen » (mode de vie moyen, concentrations moyennes) qui sert de référence, il est par ailleurs mis en perspective avec les scénarios S2 et S3 ;
- le scénario S2 considère le groupe des individus les plus exposés par les voies inhalation et ingestion de produits terrestres ;
- le scénario S3 considère le groupe des individus les plus exposés du fait de l'ingestion de produits marins.

Tableau B4 : Les scénarios d'exposition de la population dans l'analyse d'impact

Scénario	Catégorie de population concernée	Classe d'âge	Zone retenue pour le calcul des concentrations d'exposition	
			Milieu terrestre	Milieu marin
S1	Individu moyen	enfant 1 an + enfant 10 ans + adulte	Le canton de Beaumont Hague	Zone moyenne des rejets COGEMA et EDF
S2	Agriculteur gros consommateur de produits terrestres	Adulte	Omonville-la-Petite pour les gaz Pont-Durand pour les aérosols	Zone moyenne des rejets COGEMA et EDF
S3	Gros consommateur de produits marins	Adulte	Moyenne sur le canton de Beaumont- Hague	« Les Huquets » pour les rejets COGEMA « Champ proche » pour les rejets EDF

Les deux voies d'exposition principale ont été considérées, à savoir l'inhalation et l'ingestion de produits terrestres et marins.

L'objectif étant de s'intéresser aux risques liés aux rejets actuels, la définition des modes de vie (régime alimentaire, budget activité-temps) s'appuie principalement sur les données des études locales les plus récentes, c'est-à-dire les enquêtes effectuées en 1998 par le CREDOC pour COGEMA dans le Nord-Cotentin¹³. Lorsque ces enquêtes ne fournissaient pas les valeurs recherchées, les valeurs retenues par le groupe de travail pour l'évaluation des expositions et des risques du GRNC-1^{ère} mission radiologique ont alors été utilisées. La durée d'exposition des populations a été fixée à 30 ans.

¹³ CREDOC, les activités d'extérieur et d'intérieur dans le Nord-Cotentin, Centre de recherche pour l'étude et l'observation des conditions de vie, Paris, 1998.

CREDOC, Enquête sur la consommation alimentaire dans le Nord-Cotentin pour la COGEMA, Centre de recherche pour l'étude et l'observation des conditions de vie, Paris, 1998.

Les doses moyennes dues à l'inhalation et/ou l'ingestion sur les 30 années d'exposition ont été calculées pour chaque scénario d'exposition et pour chaque substance chimique sélectionnée sur la base des rejets de l'année 2000.

Pour les substances rejetées par l'incinérateur, deux cas de figures ont été considérés :

- le fonctionnement de l'incinérateur jusqu'en 2030 : les rejets de 2001 à 2030 sont supposés constants et égaux aux valeurs de 2000 ,
 - l'arrêt de l'incinérateur mi-2002 : les rejets de l'incinérateur sont considérés nuls à partir de l'année 2003 incluse et sont divisés par deux pour l'année 2002.
- Expositions environnementales

Cette étape correspond aux calculs des concentrations d'exposition en milieu terrestre et en milieu marin dans les zones susceptibles d'être les plus exposées.

Ces calculs (cf. paragraphes 3.2.1 et 3.2.2) ont été réalisés pour le milieu marin à Goury, aux Huquets, dans la zone du champ proche EDF et à Flamanville.

Pour le milieu terrestre et pour les substances communes aux différents émissaires, une concentration maximale correspondant au point d'impact maximum des rejets combinés des usines, de l'incinérateur et de la chaufferie a été calculée.

En ce qui concerne les eaux douces, l'évaluation des concentrations d'exposition n'a concerné que le ruisseau de la Sainte Hélène. Celle-ci a été réalisée directement à partir des mesures effectuées dans l'environnement en deux lieux en 1999 et 2000.

3.3 Caractérisation des risques

3.3.1 Caractérisation des risques sanitaires

Les doses moyennes dues à l'inhalation et/ou l'ingestion ont été calculées pour chaque scénario d'exposition et pour chacune des 40 substances chimiques listées au chapitre 3.1.1 (30 avec VTR et 10 sans VTR). De plus, pour les 30 substances sélectionnées pour l'évaluation des risques sanitaires, les risques ont été calculés pour les effets cancérogènes et pour les effets non cancérogènes.

Les substances présentant des concentrations inhalées les plus importantes sont : le dioxyde de soufre ($17 \mu\text{g}/\text{m}^3$), les oxydes d'azote ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), le protoxyde d'azote ($0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), les poussières fines ($0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et le monoxyde de carbone ($0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Les valeurs indiquées entre parenthèse correspondent au scénario S2 (scénario le plus pénalisant pour les rejets terrestres).

Les substances présentant les doses journalières d'exposition les plus importantes pour l'ingestion sont : le plomb ($0,8 \mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{j})$) pour le cas où l'incinérateur fonctionne jusqu'en 2030 et $0,3 \mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{j})$ dans le cas de l'arrêt de l'incinérateur), le nickel ($0,2 \mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{j})$), le vanadium ($0,1 \mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{j})$) et le fer ($0,1 \mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{j})$). Les valeurs listées correspondent au scénario S2.

Pour le cas particulier du TBP, la dose journalière est d'environ $10^{-4} \mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{j})$ pour le scénario S3 (scénario le plus pénalisant pour les rejets marins). Les données disponibles chez l'homme ne permettent pas actuellement d'évaluer les effets sanitaires dus au TBP pour la voie ingestion. En ce qui concerne les données animales, la seule dose d'exposition sans effet observé proposée en toxicité chronique par ingestion chez le rat est de $12\ 000 \mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{j})$.

De plus, le TBP se bioconcentre de façon très limitée dans les produits marins du fait de sa métabolisation et de son élimination.

Malgré les incertitudes liées au calcul de la concentration d'exposition, il est peu vraisemblable que des effets sanitaires apparaissent du fait du TBP.

De la même manière pour le cas particulier du protoxyde d'azote, il est peu vraisemblable que les effets sanitaires rapportés en environnement professionnel (effets neurologiques et effets sur la reproduction) apparaissent au niveau de concentration chronique déterminé pour les populations les plus exposées car il existe au moins un facteur 1000 entre le niveau d'exposition professionnel) et celui du scénario S2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

- Risque non cancérigène

L'indicateur de risque non cancérigène est "l'indice de risque" (IR) qui représente le rapport de la dose d'exposition sur la valeur toxicologique de référence. Lorsque ce rapport est inférieur ou égal à 1, le risque sanitaire est considéré comme non préoccupant. Signalons cependant que le calcul d'un ratio et la valeur théorique de 1 sont avant tout des outils de gestion du risque et doivent être appréciés en tenant compte des incertitudes de l'ensemble de la démarche d'évaluation des risques.

Dans certain cas, une relation sans seuil pourrait être appropriée (voir par exemple le cas des effets neurologiques des métaux lourds et de certains produits organochlorés (Pb, Hg, dioxine Cd, PCB, ...)).

Le tableau B5 présente les résultats de calcul des indices de risques non cancérigènes pour les voies inhalation et ingestion.

Pour le scénario S1, les résultats de calcul sont présentés pour la classe d'âge adulte de façon à pouvoir les comparer directement avec les résultats des scénarios S2 et S3 qui ne traitent que des adultes. Lorsque l'on prend en compte les trois classes d'âge pour les calculs de risque du scénario S1, les indices de risque sont multipliés par un facteur 1 à 2 selon la voie d'exposition et la substance, ce qui reflète un niveau d'exposition généralement plus élevé chez les enfants que chez les adultes du fait de leurs caractéristiques physiologiques et de leur régime alimentaire.

Pour toutes les substances chimiques, quel que soit le scénario de calcul et quelle que soit la voie d'exposition, l'IR est inférieur à 1 indiquant un risque non préoccupant pour la santé.

De plus, un calcul spécifique a été fait pour le cas du plomb pour les enfants de moins de 6 ans (0 à 5 ans) car les effets neurologiques liés au plomb sont particulièrement associés à cette classe d'âge. L'indice de risque obtenu est 0,02 pour le scénario S1 pour le cas où l'incinérateur fonctionne jusqu'en 2030 et 0,017 dans le cas de l'arrêt de l'incinérateur. Les calculs équivalents n'ont pas été faits pour les scénarios S2 et S3 car ces scénarios sont représentatifs de comportements alimentaires d'adultes.

Lorsque plusieurs substances présentent le même effet toxique au niveau du même organe, il peut être envisagé de sommer les IR obtenus pour ces substances en supposant qu'il n'y a pas d'interaction entre les substances. Ceci a été effectué, pour chacune des voies, chacun des scénarios et chacun des effets non cancérigènes. Ces sommes restent inférieures ou proches de 1.

Les données toxicologiques indiquent cependant que les « pathologies respiratoires » causées par ces substances sont mal connues et se réfèrent souvent à des symptômes – toux, gêne respiratoire, inflammation pulmonaire - plus qu'à des maladies. Certains experts considèrent que la somme des IR n'a donc pas de réel sens toxicologique.

Tableau B5 : Risques non cancérogènes : indices de risque (IR) calculés par substance et par scénario, pour les voies ingestion et inhalation

L'indice de risque IR est le rapport de la dose d'exposition sur la valeur toxicologique de référence. Les « < » signifient que certaines des valeurs de rejets utilisées pour les calculs sont des limites de détection. L'effet spécifié est l'effet principal utilisé pour l'élaboration de la VTR.

		Voie inhalation						Catégorie d'effet de référence
		S1		S2		S3		
Etat de l'incinérateur	Substances	Fonctionnement Jusqu'en 2030	Arrêt mi 2002	Fonctionnement Jusqu'en 2030	Arrêt mi 2002	Fonctionnement Jusqu'en 2030	Arrêt mi 2002	
	Nickel	0,1		0,7		0,2		Respiratoire
	SO ₂	0,07		0,3		0,07		Respiratoire
	No _x	0,01		0,06		0,01		Respiratoire
	Poussières	0,006	0,006	0,04	0,03	0,007	0,006	Non spécifique
	Cadmium	10 ⁻³	10 ⁻⁴	0,04	10 ⁻³	10 ⁻³	10 ⁻⁴	Rénal
	Plomb	10 ⁻³	10 ⁻⁴	0,01	10 ⁻³	10 ⁻³	10 ⁻⁴	Neurologique
	Manganèse	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	10 ⁻³	10 ⁻⁴	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	Neurologique
	Ac. Chlorhydrique	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	10 ⁻³	10 ⁻⁴	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	Respiratoire
	Mercuré <	10 ⁻⁵	10 ⁻⁶	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	10 ⁻⁵	10 ⁻⁶	Neurologique
	Chrome <	10 ⁻⁶	10 ⁻⁸	10 ⁻⁵	10 ⁻⁷	10 ⁻⁶	10 ⁻⁸	Non spécifique
	Ammoniaque <	10 ⁻⁶		10 ⁻⁶		10 ⁻⁶		Respiratoire
	Antimoine <	10 ⁻⁹		10 ⁻⁸		10 ⁻⁹		Respiratoire
	Cobalt <	10 ⁻⁹		10 ⁻⁹		10 ⁻¹⁰		Respiratoire

		Voie ingestion						Catégorie d'effet de référence
		S1		S2		S3		
Etat de l'incinérateur	Substances	Fonctionnement Jusqu'en 2030	Arrêt mi 2002	Fonctionnement Jusqu'en 2030	Arrêt mi 2002	Fonctionnement Jusqu'en 2030	Arrêt mi 2002	
	Plomb	0,01	0,003	0,23	0,08	0,01	0,004	Neurologique
	Nickel	0,002		0,04		0,003		Perte de poids
	Cadmium	0,001	10 ⁻³	0,03	0,009	10 ⁻³	10 ⁻³	Rénal
	Vanadium	10 ⁻³		0,01		10 ⁻³		Diminution de la cystine du cheveu
	Mercuré <***	10 ⁻³	10 ⁻³	0,01	10 ⁻³	0,01	0,01	Neurologique
	Arsenic	10 ⁻⁵	10 ⁻⁵	10 ⁻³	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	10 ⁻⁵	Cutané
	Cobalt	10 ⁻⁵		10 ⁻⁵		10 ⁻³		Cardio-vasculaire
	Chrome	10 ⁻⁵	10 ⁻⁶	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	10 ⁻⁵	10 ⁻⁵	Non spécifique
	Cuivre	10 ⁻⁵	10 ⁻⁶	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	10 ⁻⁵	10 ⁻⁶	Hépatique
	Fer	10 ⁻⁵		10 ⁻⁴		10 ⁻⁵		Hémochromatose
	Zinc	10 ⁻⁶		10 ⁻⁶		10 ⁻⁴		Hématologique
	Manganèse	10 ⁻⁵	10 ⁻⁶	10 ⁻⁵	10 ⁻⁶	10 ⁻⁵	10 ⁻⁵	Neurologique
	Béryllium	10 ⁻⁶		10 ⁻⁶		10 ⁻⁵		Gastro-intestinal
	Uranium	10 ⁻⁶		10 ⁻⁶		10 ⁻⁵		Rénal
	Bromoforme <	10 ⁻⁶	10 ⁻⁶	10 ⁻⁶	10 ⁻⁶	10 ⁻⁴	10 ⁻⁴	Hépatique
	Nitrates	10 ⁻⁸		10 ⁻⁸		10 ⁻⁷		Hématologique
	Baryum	10 ⁻⁸		10 ⁻⁸		10 ⁻⁷		Cardio-vasculaire
	Fluor	10 ⁻⁸		10 ⁻⁸		10 ⁻⁸		Augmentation des fractures osseuses
	Antimoine <	10 ⁻⁹		10 ⁻⁸		10 ⁻⁹		Réduction longévité
	Bore	10 ⁻⁹		10 ⁻⁹		10 ⁻⁷		Développement
	Nitrites	10 ⁻⁹		10 ⁻⁹		10 ⁻⁵		Hématologique
	Aluminium	10 ⁻⁹		10 ⁻⁹		10 ⁻⁸		Non spécifié
	Cyanures	10 ⁻¹¹		10 ⁻¹¹		10 ⁻¹⁰		Développement

* Le calcul de l'indice de risque pour le plomb prend en compte l'exposition totale (voies inhalation et ingestion).

**« < » signifie que les valeurs de rejet utilisées pour les calculs sont des limites de détection

- Risques cancérigènes (s'exprime en excès de risque individuel)

L'indicateur de risque cancérigène est "l'excès de risque individuel" (ERI) qui est défini comme la probabilité pour un individu de développer l'effet cancérigène associé à la substance considérée du fait de l'exposition pendant la vie entière. Le GRNC a admis que la probabilité d'effet augmente de façon linéairement proportionnelle au niveau d'exposition (effets sans seuil de dose). Dans le domaine chimique la gamme des valeurs, d'excès de risque, exprimée en termes de probabilité sur la durée de vie comme indiqué plus haut, considérées comme acceptables par les organismes internationaux et les pouvoirs publics français¹⁴ va de 10^{-6} à 10^{-5} .

Le tableau B6 présente les résultats de calcul des risques cancérigènes pour les voies inhalation et ingestion.

Pour le scénario S1, les résultats sont présentés pour la classe d'âge adulte. La prise en compte de l'ensemble des classes d'âges induit une augmentation des ERI de 20 % pour le bromoforme et de 80 % pour l'arsenic par voie ingestion ; elle est par contre sans changement pour l'hydrazine et pour la voie inhalation.

Pour les cinq (ou quatre, cf Tableau B6) substances cancérigènes identifiées dans les rejets des installations nucléaires du Nord-Cotentin (hors dioxines), les ERI calculés sont inférieurs à 3.10^{-6} , que ce soit pour l'inhalation ou l'ingestion. Pour le scénario S2, qui est le plus pénalisant, la somme des ERI conduit à un excès de risque de 4.10^{-6} principalement dû au nickel. Cet ordre de grandeur est peu modifié par la prise en compte de l'arrêt de l'incinérateur car le contributeur principal est le nickel qui est majoritairement rejeté par la chaufferie.

Tableau B6 : Risques cancérigènes : excès de risque individuels calculés par substance et par scénario, pour les voies ingestion et inhalation.

Excès de risque individuels								Effet
Etat de l'incinérateur	S1		S2		S3		Substances	
	Fonctionnement Jusqu'en 2030.	Arrêt mi 2002	Fonctionnement Jusqu'en 2030.	Arrêt mi 2002	Fonctionnement Jusqu'en 2030.	Arrêt mi 2002		
inhalation								
Nickel	6.10^{-7}		3.10^{-6}		6.10^{-7}		cancer du poumon et des fosses nasales	
Hydrazine	2.10^{-7}		5.10^{-7}		2.10^{-7}		cancer des fosses nasales	
Cadmium	1.10^{-8}	9.10^{-10}	1.10^{-7}	9.10^{-9}	2.10^{-8}	9.10^{-10}	cancer du poumon	
Arsenic	1.10^{-9}	1.10^{-10}	1.10^{-8}	1.10^{-9}	2.10^{-9}	1.10^{-10}	cancer du poumon	
ingestion								
Arsenic	8.10^{-9}	3.10^{-9}	2.10^{-7}	8.10^{-8}	1.10^{-8}	3.10^{-9}	cancer de la peau	
Bromoforme	<*	1.10^{-9}	1.10^{-9}		1.10^{-7}		cancer du colon et du rectum	
Hydrazine	1.10^{-11}		1.10^{-11}		6.10^{-10}		cancer du foie	
total	8.10^{-7}		4.10^{-6}		1.10^{-6}			

*« < » signifie que les valeurs de rejet utilisées pour les calculs sont des limites de détection

¹⁴ A titre d'exemple voir les valeurs préconisées dans la circulaire du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement du 10 décembre 1999 sur les sols pollués.

- Cas particulier des dioxines

Pour les dioxines, 2 VTR différentes sont disponibles. En effet, l'OMS considère les dioxines comme non génotoxiques et préconise donc un effet avec seuil (dose journalière admissible¹⁵ de 1 à 4 pg/(kg.j), alors que l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (US-EPA) considère que les dioxines présentent un risque cancérigène sans seuil, pour lequel l'excès de risque de cancer unitaire¹⁶ serait de 5.10^{-3} (pg I-TEQ/(kg.j))⁻¹. En l'état actuel des connaissances, il nous est impossible de trancher quant au choix de la VTR, et deux calculs de risque total (inhalation + ingestion) ont donc été effectués (tableau B7).

Selon l'approche OMS, l'indice de risque calculé est inférieur à 1 pour tous les scénarios dans le cas de l'arrêt de l'incinérateur mi-2002 et dans le cas du fonctionnement de l'incinérateur jusqu'en 2030, l'indice de risque calculé est inférieur à 1 pour les scénarios S1 et S3 et un peu supérieur à 1 avec la borne basse de l'OMS pour le scénario S2, qui est le plus pénalisant (dépôt maximum et forte autarcie).

Selon l'approche US-EPA, l'excès de risque individuel calculé est supérieur à 10^{-5} pour tous les scénarios quel que soit le cas de figure (prise en compte de l'arrêt de l'incinérateur mi-2002 ou non). Le risque calculé ajouté par les rejets de dioxines de l'incinérateur peut donc être considéré comme significatif selon cette approche.

Tableau B7: Les résultats de calcul de risque pour les dioxines

Etat de l'incinérateur Substances	S1		S2		S3	
	Fonctionnement Jusqu'en 2030	Arrêt mi 2002	Fonctionnement Jusqu'en 2030	Arrêt mi 2002	Fonctionnement Jusqu'en 2030	Arrêt mi 2002
Calcul OMS	0,02 - 0,1	0,002 - 0,0085	0,53 - 2,1	0,05 - 0,18	0,02 - 0,1	0,002 - 0,0093
Calcul EPA	2.10^{-4}	2.10^{-5}	5.10^{-3}	4.10^{-4}	2.10^{-4}	2.10^{-5}

Pour le scénario S1, la prise en compte des trois classes d'âges (« 1an », « 10 ans » et « adulte ») conduit à une fourchette de 0,04-0,15 pour l'IR et à un ERI de 3.10^{-4} dans la cas du fonctionnement de l'incinérateur jusqu'en 2030.

Il faut souligner que la valeur moyenne de la quantité de dioxines ingérée, évaluée en France par l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA) à partir de données de contamination de 1999, est de 1,3 pg/(kg.j), à comparer avec l'exposition du scénario S1 qui est comprise entre 0,002 et 0,1 pg/(kg.j). La valeur du 95^{ème} percentile est de 2,5 pg/(kg.j) à comparer avec l'exposition des scénarios S2 et S3 qui sont respectivement comprises entre 0,05 et 2 pg/(kg.j) et 0,002 et 0,1 pg/(kg.j).

L'obtention d'une valeur de risque plus élevée pour les dioxines que pour les autres substances chimiques est un problème à situer dans le contexte général du contrôle de l'ensemble des sources d'émission de dioxines au niveau français et international.

¹⁵ Sur la base de laquelle, la France (recommandation du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF)) a retenu la valeur de 1 pg/(kg.j).

¹⁶ La concentration des différents congénères des dioxines est convertie en une valeur d'équivalent toxique international (I-TEQ) égale à la concentration mesurée multipliée par le facteur d'équivalent toxique (TEF), ce qui permet d'exprimer la toxicité globale d'un mélange de dioxines.

- Substances non sélectionnées pour l'évaluation quantitative des risques

Il convient de souligner dès maintenant que certaines substances n'ont pu être évaluées du fait de l'absence en particulier de VTR ou de précision sur le terme source (PCB, HAP, COV, ...).

3.3.2 Caractérisation des risques pour les écosystèmes

La caractérisation des risques pour les écosystèmes a concerné les compartiments suivants : eaux marines, sédiments marins, prédateurs marins, milieu terrestre, eaux douces et sédiments d'eaux douces.

Trois catégories de substances ont été distinguées :

- les contaminants à effet toxique potentiel : acide borique, aluminium, ammoniac, antimoine, arsenic, baryum, béryllium, brome, bromoforme, cadmium, chrome, cobalt, cuivre, cyanures, étain, fer, fluorure, hydrazine, lithium, manganèse, mercure, morpholine, nickel, nitrites, plomb, tellure, thallium, titane, tributylphosphate, uranium, vanadium, zinc et zirconium,
- les substances eutrophisantes : nitrates, nitrites, sulfates, phosphates,
- les substances appartenant aux constituants majeurs des eaux marines : calcium, chlorures, sodium, magnésium, potassium, sulfates, fluorures.

Dans le cas des contaminants à effet toxique potentiel, l'indicateur de risque est le rapport de la concentration d'exposition (PEC) sur la concentration prévisible sans effet pour l'environnement (PNEC). Lorsque ce rapport est inférieur ou égal à 1, le risque pour les écosystèmes est considéré comme non préoccupant. Cette valeur théorique de 1 doit être considérée comme un outil de gestion. La valeur du rapport PEC/PNEC doit être interprétée en tenant compte des incertitudes sur la méthodologie d'évaluation des risques (terme source, concentration dans l'environnement et PNEC).

Pour les substances appartenant aux constituants majeurs des eaux marines, l'indicateur de risque est le rapport entre la concentration ajoutée et la concentration naturelle dans les eaux.

- Évaluation des risques pour les eaux marines

✓ *Risque "toxique"*

Il a été possible d'évaluer le risque pour les organismes vivant dans la colonne d'eau marine en quatre points (Goury, les Huquets, Flamanville et la zone "Champ proche EDF") pour chaque année entre 1966 et 2000, ce qui représente environ 4620 valeurs de rapport de risque en combinant ces différentes variables.

Les rapports de risque (PEC/PNEC) pour l'ensemble des substances rejetées, pour toutes les années et tous les lieux sont dans la grande majorité des cas inférieurs à 1, laissant penser en première approche qu'il n'y a pas de risque pour les organismes marins pélagiques du fait de ces substances.

Les seules substances pour lesquelles le rapport PEC/PNEC dépasse 1 sont les ions ammonium, le bore, l'hydrazine et les nitrites. Ces substances peuvent être classées en 3 catégories :

- L'acide borique pour lequel ce rapport est supérieur à 1 (1,4) uniquement en 1988 dans le champ proche EDF,
- Les nitrites et les ions ammonium pour lesquels le rapport est très souvent compris entre 1 et 10, au champ proche EDF depuis 1986 (pour les nitrites ce rapport est souvent compris entre 1 et 4 dans les 4 lieux étudiés),
- L'hydrazine pour laquelle le rapport est systématiquement compris entre 2,5 et 86 dans le champs proche EDF.

L'évaluation des risques liée à la présence de bromoforme n'a pu être effectuée. En effet, les quantités de bromoforme rejetées ont été estimées à partir de mesures effectuées dans l'effluent et d'une estimation de la durée du rejet. En appliquant le facteur de dilution pour le champ proche EDF, on estime une concentration supérieure à la concentration maximale mesurée dans l'effluent. Ceci n'est en conséquence pas cohérent mais nous n'avons pas pu estimer de façon plus précise la quantité de bromoforme rejetée annuellement. Dans l'effluent, la concentration maximale mesurée est de 12 µg/l soit 1,4 fois au-dessus de la PNEC bromoforme. Compte tenu de la dilution de l'effluent, le bromoforme ne devrait en conséquence pas poser de problème pour l'environnement.

Rappelons que la valeur du rapport PEC/PNEC doit être interprétée en tenant compte des incertitudes sur la méthodologie d'évaluation des risques et que la valeur théorique de 1 ne doit pas être considérée comme une valeur seuil absolue mais comme un outil d'évaluation. Ainsi, pour toutes ces substances, les facteurs d'extrapolation utilisés pour dériver les PNECs (de 50 à 10 000) sont supérieurs aux rapports de risque calculés (de 1,4 à 86), ceci en particulier du fait du faible nombre voire de l'absence de données d'écotoxicité vis-à-vis des organismes marins.

Le risque lié à la présence de chrome n'a pu être évalué compte tenu de l'absence de PNEC pour le chrome III. Cependant, en utilisant la PNEC dérivée pour le chrome VI (plus contraignante que celle qui aurait pu être dérivée pour le chrome III), le rapport de risque n'excède pas 10^{-3} . Le chrome ne pose, en conséquence, pas de problème pour les organismes pélagiques marins.

La somme des rapports de risques pour l'ensemble des substances est en certains lieux et pour certaines années, supérieure à 1, y compris lorsque la contribution des substances citées précédemment est écartée. Cela provient, en partie, du fait que le nombre de substances étudiées est important et que par conséquent, même si le rapport de risque pour chaque substance est infime la somme de toutes ces contributions peut facilement atteindre la valeur de 1.

✓ *Risque lié à l'eutrophisation*

Dans le contexte de la présente étude, la question est de savoir si les apports en éléments nutritifs (nitrates, nitrites, phosphates) d'origine anthropique (rejets en mer des installations nucléaires du Nord Cotentin) peuvent conduire à une augmentation de la biomasse et à une modification de la composition des peuplements phytoplanctoniques, autrement dit à une eutrophisation de la zone.

La zone est étudiée grâce à un suivi hydrobiologique des abords de la centrale de Flamanville et un suivi de la flore phytoplanctonique à proximité du point de rejet du site COGEMA La Hague (Anse des Moulinets). Les données acquises par ces deux réseaux de surveillance ne mettent en évidence aucun signe d'eutrophisation du système.

✓ *Constituants majeurs des eaux*

Un certain nombre de substances rejetées par les trois installations nucléaires du Nord Cotentin sont des constituants majeurs de l'eau de mer, par conséquent le risque engendré par le rejet de ces substances a été déterminé par comparaison des concentrations naturelles avec les concentrations rejetées.

Les concentrations maximales calculées à partir des rejets sont toutes inférieures au millième voire au cent millième des concentrations naturelles. Par conséquent ces concentrations sont négligeables par rapport aux quantités présentes naturellement dans les eaux marines.

- *Évaluation des risques pour les sédiments marins*

Parmi les substances rejetées en milieu marin, 6 substances n'ont pas de potentiel d'adsorption sur les sédiments et 11 substances n'ont pu être évaluées en raison du manque de connaissance concernant le coefficient de partage eau-sédiment ou les effets sur les organismes benthiques.

Les rapports de risque (PEC/PNEC) pour l'ensemble des substances rejetées ayant pu être évaluées sont tous inférieurs à 1, à l'exception du mercure et du plomb.

Pour le mercure et le plomb, les concentrations dans l'environnement retenues pour l'évaluation des risques sont égales à la limite de détection de la méthode analytique, approche conduisant à une surestimation de la concentration d'exposition donc du risque.

- *Évaluation des risques pour les prédateurs*

En ce qui concerne les prédateurs, les risques individuels liés à chacune des substances sont tous inférieurs à 1. Cependant, faute de données (facteur de bioconcentration ou PNEC prédateur), les risques liés au béryllium, au chrome, au cobalt, au fer, au lithium, au manganèse, aux nitrites, au TBP et au zirconium n'ont pu être évalués.

Par ailleurs, pour l'acide borique, l'aluminium, l'ammoniaque, le baryum, le bromoforme, l'acide fluorhydrique, l'hydrazine, la morpholine et l'uranium, les facteurs de bioconcentration identifiés étant faibles (inférieurs à 100)¹⁷, il n'a pas été jugé opportun d'estimer le risque pour les prédateurs en raison de la forte incertitude sur les modèles utilisés.

- *Évaluation des risques pour le milieu terrestre*

Pour le milieu terrestre les évaluations de risque ont concerné uniquement le compartiment sol. Ces évaluations réalisées au point d'impact maximum des rejets combinés des usines, de l'incinérateur et de la chaufferie du site COGEMA conduisent à des rapports PEC/PNEC inférieur à 1. Néanmoins, par manque de données d'écotoxicité vis-à-vis des organismes terrestres, il n'a pas été possible d'évaluer les risques pour le titane, le tellure, l'antimoine, le fer, le manganèse, le vanadium et les dioxines.

¹⁷ Directive 67/548/EEC

- Évaluation des risques pour les eaux douces

L'évaluation des risques pour les eaux douces n'a été réalisée que pour la Sainte-Hélène en 1999 et 2000.

Les calculs sont basés sur des concentrations mesurées dans la Sainte-Hélène, mesures qui ne distinguent pas les concentrations naturelles des concentrations ajoutées du fait des activités anthropogéniques.

Pour les cyanures, le mercure et l'étain les rapports de risque calculé sont supérieurs à 1. Cependant pour ces substances, les rapports de risque ont été déterminés à partir de concentrations d'exposition considérées comme égales à la limite de détection de la méthode analytique, approche conduisant à surévaluer les risques.

Les évaluations réalisées à partir des concentrations mesurées dans les eaux de la Sainte-Hélène conduisent à la mise en évidence d'un rapport de risque élevé pour l'aluminium, et dans une moindre mesure pour le béryllium, le cobalt, le cuivre, le fer, le manganèse, le nickel et le zinc.

4. Limites de l'évaluation des impacts sur la santé humaine et les écosystèmes

Il est indispensable de souligner que le travail d'évaluation quantitative des risques est accompagné de nombreuses limites et incertitudes.

La source d'incertitude principale est l'absence de connaissance sur la toxicité et l'écotoxicité de certains produits qui a pu conduire dans certains cas à une impossibilité de réaliser l'évaluation des risques.

La seconde source d'incertitude tient à l'évaluation des expositions basée sur la modélisation. En l'absence de résultat de mesures dans les différents compartiments de l'environnement certains modèles n'ont pu être calés. De plus, dans un certain nombre de cas, les concentrations dans le rejet ont été assimilées aux limites de détection du fait du manque de sensibilité des mesures.

Enfin, des hypothèses simplificatrices notamment pour l'établissement des scénarios d'exposition ont été émises dont la représentativité reste à confronter à la réalité.

Tous ces éléments sont à prendre en compte pour l'interprétation des résultats. Les résultats finaux ne doivent donc être considérés que comme un indicateur de l'ordre de grandeur des risques attribuables aux rejets chimiques, pour les substances pour lesquelles la démarche de quantification des risques a été possible.

En résumé, malgré le grand nombre de sujets abordés, ce travail d'évaluation des risques n'est pas exhaustif, quelques questions subsistent, notamment sur :

- la nature des substances rejetées par les différentes installations (des questions subsistent sur la nature des composés organiques volatiles (COV) mesurés au niveau de l'incinérateur COGEMA et sur celle des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) émis par la chaufferie COGEMA).
- les difficultés liées à la quantification des rejets (le terme-source dioxine ne repose que sur deux valeurs de mesure, non prise en compte des rejets de l'arsenal de Cherbourg et du centre d'instruction naval de Querqueville, non prise en compte des émissions diffuses, ignorance d'éventuels rejets accidentels).

- les difficultés pour évaluer les expositions (non prise en compte du milieu hydrique superficiel comme vecteur d'exposition important pour les populations locales, contact cutané non pris en compte ...).
- les difficultés pour évaluer les effets de nombreuses substances (non connaissance de la toxicité et/ou de l'écotoxicité de nombreuses substances).

En tout état de cause, dans ces conditions, il est très difficile voire impossible d'envisager une approche de quantification des incertitudes.

III. Analyse du risque leucémogène

Des études épidémiologiques réalisées dans le Nord-Cotentin ont observé une incidence élevée de leucémies chez les jeunes ayant résidé dans le canton de Beaumont-Hague (Guizard *et al* 2001)¹⁸. Une attention particulière a donc été portée à l'évaluation du risque de leucémies chez les enfants. L'analyse du potentiel leucémogène des substances chimiques a été analysé tant pour les substances approvisionnées (liste fournie par COGEMA) que rejetées (par les installations nucléaires du Nord-Cotentin). Une revue bibliographique des facteurs de risque de leucémie de l'enfant a également été effectuée afin de fournir un cadre général à cette analyse.

Pour déterminer le potentiel leucémogène des composants des rejets chimiques des installations nucléaires du Nord-Cotentin ont été considérées d'une part les 330 substances chimiques entrant sur le site de COGEMA La Hague et d'autre part les 32 substances rejetées ayant fait l'objet de fiches toxicologiques dans l'analyse de l'impact sanitaire.

En ce qui concerne l'analyse du potentiel leucémogène des 330 substances approvisionnées sur le site de COGEMA, l'inventaire a d'abord été examiné à la lumière d'au moins deux des trois critères suivants : caractère lipophile, potentiel génotoxique, quantité utilisée supérieure à 1 kg. Il s'agissait d'établir une liste plus restreinte de substances pertinentes. Ainsi, 28 substances ont été sélectionnées et ont fait l'objet d'une recherche bibliographique en relation avec les risques de leucémie. Pour plusieurs de ces substances, des indications de potentiel leucémogène ont été relevées dans la littérature. Il s'agit du formaldéhyde, du tétrachlorure de carbone, du 1,2 dichloroéthane, du sulfate de cobalt, du sulfate de nickel et de l'hydrazine. Cependant, pour aucune de ces substances, une relation dose-effet n'a été mise en évidence.

Pour les 32 substances, l'analyse a consisté à réexaminer les résultats des recherches faites pour l'élaboration des fiches toxicologiques du point de vue spécifique des effets leucémogènes. Pour plusieurs de ces substances, des effets leucémogènes potentiels ont été rapportés dans la littérature scientifique (hydrazine, poussières, dioxines, zinc arsenic, protoxyde d'azote). Néanmoins, ces effets ne reposent que sur des observations ponctuelles dans une étude épidémiologique (en général à des niveaux d'exposition professionnelle) ou une expérimentation donnée. Ces observations ne permettent pas de conclure à l'existence d'une relation causale entre l'exposition à ces substances et le risque de leucémies, et encore moins d'estimer une relation dose-effet pour ces substances. *A fortiori*, il n'existe, pour aucune de ces substances, de VTR correspondant à un risque de leucémie, ce qui exclut la possibilité de quantifier le risque de leucémie associé à ces substances.

¹⁸ Guizard AV, Boutou O, Pottier D, Troussard X, Pheby D, Launoy G, Slama R, Spira A and ARKM. The incidence of childhood leukaemia around the La Hague nuclear waste reprocessing plant (France): a survey for the years 1978-1998. *Journal of Epidemiology and Community Health* 2001 ; 55:469-474.

Le travail réalisé s'est heurté à de nombreuses difficultés, notamment pour ce qui est du choix des hypothèses relatives au devenir des 330 substances entrant sur le site de COGEMA et à leur rejet éventuel, mais aussi du fait des connaissances lacunaires sur l'étiologie des leucémies. En effet, bien que la littérature scientifique sur ces pathologies soit importante, très peu de facteurs sont actuellement reconnus comme des facteurs de risque de leucémie.

En résumé, l'analyse du risque leucémogène n'a pas permis d'identifier, parmi l'ensemble des substances approvisionnées, ou ayant été utilisées, dans les installations nucléaires du Nord-Cotentin, de substance pour laquelle un risque leucémogène est reconnu. Cependant, pour certaines substances, des suspicions d'effets leucémogènes ont été rapportées dans la littérature (hydrazine, poussières, dioxines, protoxyde d'azote, zinc et arsenic). Ces effets ne reposent généralement que sur des observations ponctuelles, et ne permettent pas d'établir l'existence d'une relation causale.

Il faut souligner qu'une liste de substances très large a été obtenue qui n'a pu être confrontée qu'à des connaissances lacunaires sur l'étiologie des leucémies. Des études de grande ampleur sont actuellement lancées dans différents pays (Etats-Unis, Angleterre, Allemagne et France) et il est souhaitable d'attendre les résultats de ces études avant d'approfondir l'évaluation très limitée du risque de leucémie qui a été menée ici pour les substances chimiques associées aux installations nucléaires.

IV. Conclusion et recommandations

1. Analyse de l'impact sanitaire et environnemental

1.1 Impact sanitaire

Pour les risques non cancérogènes, les indices de risque calculés sont inférieurs à 1, quels que soient la substance, la voie d'exposition (ingestion, inhalation) et le scénario (individu moyen, agriculteur gros consommateur de produits terrestres, gros consommateur de produits marins) ou proche de 1, si l'on considère les sommes pour les mêmes effets. Cette valeur de 1 conduit à considérer les risques non cancérogènes comme non préoccupants.

Pour les risques cancérogènes, les excès de risque individuel sont compris dans la fourchette des valeurs considérées comme acceptables par les organismes internationaux et les pouvoirs publics français et reprises dans la circulaire du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement du 10 décembre 1999 sur les sols pollués quelle que soit la substance (hormis les dioxines), la voie d'exposition et le scénario.

Les incertitudes associées aux calculs sont probablement importantes au vu de la liste des hypothèses et des simplifications inventoriées, mais elles ne remettent pas en cause l'ordre de grandeur des résultats, en raison de la faiblesse des risques obtenus (hors dioxines).

En ce qui concerne les dioxines, les risques sont non préoccupants par l'approche de l'OMS dans le cas de l'arrêt de l'incinérateur en 2002 quel que soit le scénario. Par contre, par l'approche de l'US-EPA, le risque cancérogène est supérieur à 10^{-5} pour tous les scénarios et que l'on prenne en compte ou non l'arrêt de l'incinérateur mi-2002. Ces résultats contradictoires pour les dioxines sont dus à l'écart supérieur à un facteur 100 entre les deux approches de calcul proposées par la littérature. En l'état actuel des connaissances, le GRNC ne peut trancher quant à la pertinence d'une méthode par rapport à l'autre.

L'obtention d'une valeur de risque plus élevée pour les dioxines que pour les autres substances chimiques est un problème à situer dans le contexte général du contrôle de l'ensemble des sources d'émission de dioxines au niveau français et international.

A noter qu'un groupe d'experts du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable travaille actuellement sur l'évaluation des risques associés aux rejets des grandes installations de combustion (GIC) incluant les dioxines.

1.2 Impact environnemental

Les risques calculés pour les écosystèmes marins et terrestres liés aux rejets chimiques des installations nucléaires du Nord-Cotentin sont faibles à l'exception des risques potentiels liés à l'hydrazine et aux nitrites en milieu marin. Cette conclusion doit être relativisée du fait des incertitudes liées à la connaissance imparfaite du terme source et du modèle de transfert dans le milieu ainsi qu'à la faiblesse des connaissances en terme d'écotoxicité pour de nombreuses substances.

Par ailleurs, il est à souligner l'absence d'évaluation des risques pour les écosystèmes marins en champ proche COGEMA La Hague.

Les différentes études réalisées sur le milieu autour des installations nucléaires du Nord-Cotentin n'ont pas mis en évidence d'impact des différents rejets sur les communautés animales et végétales. Cependant, si les études de surveillance sont disponibles pour le secteur de Flamanville depuis 1986, seuls les relevés phytoplanctoniques sont disponibles pour le secteur de la Hague (Anse des Moulinets) et ce, uniquement depuis 1991.

En ce qui concerne le ruisseau de la Sainte-Hélène, les rapports de risques calculés sont préoccupants pour l'aluminium, le béryllium, le cuivre, le cobalt, le fer, le manganèse, le nickel et le zinc. Il n'est néanmoins pas possible d'attribuer ce risque aux rejets chimiques des installations nucléaires, les mesures étant égales ou inférieures aux concentrations mesurées dans d'autres ruisseaux avoisinants. (cf. paragraphe 4 Recommandations)

2. **Analyse du risque leucémogène**

L'analyse du risque leucémogène n'a pas conduit à identifier, parmi l'ensemble des substances approvisionnées, ou ayant été utilisées, dans les installations nucléaires du Nord-Cotentin, de substance pour laquelle un risque leucémogène est reconnu. Cependant, pour certaines substances, des suspicions d'effets leucémogènes ont été rapportées dans la littérature (hydrazine, poussières, dioxines, protoxyde d'azote, zinc et arsenic). Ces effets ne reposent généralement que sur des observations ponctuelles, et donc ne permettent pas d'établir l'existence d'une relation causale.

Pour cette approche, une liste de substances très large a été obtenue, liste qui n'a pu être confrontée qu'à des connaissances lacunaires sur l'étiologie des leucémies. Des études de grande ampleur sont actuellement lancées dans différents pays (Etats-Unis, Angleterre, Allemagne et France) et il est souhaitable d'attendre les résultats de ces études avant d'approfondir l'évaluation très limitée du risque de leucémie qui a été menée ici pour les substances chimiques associées aux installations nucléaires.

3. Travaux complémentaires à réaliser

Compte tenu de la transmission par la Marine Nationale d'informations complémentaires concernant les rejets chimiques dans l'environnement, une analyse de l'ensemble des informations disponibles sera réalisée.

4. Recommandations

Il faut distinguer les recommandations générales qui mettent l'accent sur les limites inhérentes à ce type d'étude des recommandations plus spécifiques au cas du Nord-Cotentin.

S'agissant de recommandations générales, le GRNC rappelle le besoin d'acquisition de connaissance en terme de toxicité et d'écotoxicité des substances chimiques. Ce manque de donnée est d'ailleurs noté dans différents rapports tel que le livre blanc sur la stratégie pour la future politique chimique dans le domaine des substances chimiques de la Commission des Communautés européennes et celui de l'US EPA « Chemical hazard data availability study » de 1998.

Par ailleurs, afin d'apporter des éléments d'appréciation sur la validité des hypothèses retenues dans les modélisations, le GRNC préconise la réalisation de campagnes de prélèvements d'échantillons et de mesures chimiques, sans qu'il s'agisse d'élaborer un programme de surveillance.

Ces campagnes doivent permettre en particulier de comparer les concentrations mesurées et les estimations des concentrations issues des modèles. Cette action concerne les prélèvements réalisés selon une fréquence soutenue afin d'avoir une base « statistique » solide et interprétable. C'est surtout dans le milieu marin (eau de mer, sédiments et mollusques patelles) que cette action pourra être menée.

Dans cette optique, le GRNC recommande qu'une instance soit définie pour assurer la sélection des laboratoires d'analyse, les contacts avec ceux-ci, l'organisation des prélèvements, le suivi de l'étude, l'interprétation des résultats.

Enfin compte tenu des résultats préoccupants pour les écosystèmes obtenus pour le ruisseau de la Ste Hélène, et bien qu'il ne soit pas possible de les attribuer aux installations du Nord-Cotentin, le GRNC préconise une mise en perspective de ceux-ci avec les autres ruisseaux du Nord-Cotentin.

D. COMPARAISON DES APPROCHES BRITANNIQUE ET FRANÇAISE

I. Mission et mode d'approche

L'objectif était de comparer la façon dont les autorités et les experts britanniques et français ont répondu à une polémique scientifique et médiatique qui s'est produite au début des années 80 en Grande-Bretagne et à la fin des années 90 en France concernant l'impact sanitaire des rejets des usines de retraitement.

Afin de comparer ces approches, une réunion a eu lieu le 20 avril 2001 à Londres entre les spécialistes français (le Pr. Spira et la présidente du GRNC accompagnés respectivement d'épidémiologistes et de membres du GRNC) et le président ainsi que des membres du Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE).

En outre, des contacts réguliers ont été maintenus avec le NRPB (National Radiological Protection Board), qui assure le secrétariat technique de COMARE ainsi qu'avec un groupe de travail récemment créé par le Ministère de l'Environnement britannique, le CERFIE (Consultative Exercise on Risk Factors for Internal Emitters).

II. Historique de l'alerte épidémiologique

S'agissant de la Grande-Bretagne, c'est une émission de télévision locale qui déclenchait en novembre 1983 l'alerte en annonçant l'existence d'un agrégat de leucémies chez les jeunes du village de Seascale situé à 3 km de Sellafield. Une première Commission d'experts était mise en place sous la présidence du Professeur Douglas Black. Celle-ci remettait ses conclusions en 1984, confirmant l'excès de leucémies et concluant, après reconstitution des niveaux d'exposition et des risques de leucémies associés aux rejets des installations nucléaires, que ces rejets ne pouvaient expliquer les cas de leucémies observés. De nouvelles études approfondissant ce premier travail et examinant d'autres sites d'installations nucléaires en Grande-Bretagne étaient par la suite réalisées par une Commission permanente (Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment, COMARE) succédant à la Commission Black.

En France, c'est une étude scientifique publiée dans le British Medical Journal en février 1997 (Dominique Pobel et Jean-François Viel) qui déclenchait la polémique en suggérant une relation de causalité entre l'incidence élevée des leucémies chez les jeunes vivant près de La Hague (canton de Beaumont-Hague) et les rejets des installations nucléaires locales. Les pouvoirs publics décidaient la mise en place d'une Commission scientifique pour une nouvelle étude épidémiologique présidée par le Professeur Charles Souleau qui rendait un rapport d'étape en juillet 1997. Les pouvoirs publics désignaient deux nouvelles personnalités pour poursuivre les aspects épidémiologiques (Professeur Alfred Spira) et sur les aspects radioécologiques (Madame Annie Sugier en tant que Présidente d'un groupe de travail : le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, GRNC).

Les principaux rapports produits par ces différentes instances sont listés en Annexe I.

III. Principaux enseignements

Au cours de la rencontre du 20 avril 2001 à Londres entre les experts britanniques et français ont été examinés les aspects méthodologiques et les résultats obtenus depuis le début des travaux des groupes d'experts mis en place par les autorités, de même que le mode de constitution et de fonctionnement de ces groupes d'experts.

Le compte rendu détaillé de la rencontre rédigé par le secrétariat scientifique de COMARE, le Pr. Spira et la présidente du GRNC est présenté en Annexe VIII.

Pour ce qui est des conclusions qui intéressent plus directement le GRNC, les points suivants sont à retenir :

- La cohérence des méthodologies utilisées et des résultats des calculs de risque réalisés conduisent à un niveau très faible du risque de leucémie radioinduite attribuable aux rejets des installations nucléaires comparé à l'incidence élevée observée (excès significatif dans les cas de Sellafield et de Dounreay en Grande-Bretagne, tendance à l'excès de leucémie autour de l'usine de La Hague)¹⁹.
- La différence très marquée dans la composition et le mode de fonctionnement des groupes d'experts : recherche d'une indépendance aussi poussée que possible dans le cas de COMARE qui est constitué d'experts universitaires (notion d'absence de conflit d'intérêt) ; recherche de la pluralité de l'expertise dans le cas du GRNC (les principales parties prenantes font partie du GRNC), l'objectif visé par le GRNC n'est pas nécessairement le consensus mais la clarification des différences.
- La complémentarité entre COMARE et le GRNC s'agissant de l'approfondissement de certains thèmes techniques. Ainsi, l'une des actions en cours en Grande-Bretagne, à laquelle est associé COMARE et qui intéresse le GRNC, est l'organisation d'auditions publiques portant sur les bases scientifiques des facteurs de risque (facteurs de conversion des niveaux de contamination en termes de risque à l'organisme). De son côté, COMARE a marqué son intérêt pour les travaux du GRNC sur l'incertitude qui constituent une expérience pilote exemplaire. Des échanges sont prévus sur ces thèmes.

La question des incertitudes associées aux facteurs de risque qui est mentionnée dans le paragraphe précédent est particulièrement importante. Le fait que le GRNC, dans le cadre de sa première mission, ait considéré qu'il ne remettait pas en cause le consensus scientifique international sur les valeurs attribuées à ces facteurs a été l'une des raisons avancées par la CRII-RAD (cf. Annexe I réf 8) pour ne pas s'associer aux conclusions du GRNC. On notera que dans les appréciations du GSIEN et de l'ACRO (cf. Annexe VI) est souligné le fait que l'analyse d'incertitude n'a pas pris en compte l'incertitude associée à ces modèles.

La mission confiée par le Ministre de l'Environnement à COMARE sur ce sujet devrait permettre de répondre à ces préoccupations. Il s'agira en effet dans ce cadre de considérer les modèles actuels de risque associés aux rayonnements s'appliquant aux effets sur la santé dus à l'exposition interne à la lumière des études récentes et d'identifier les recherches supplémentaires qui seraient nécessaires. L'objectif sera « de rechercher un consensus sur la validité des modèles de risque actuels et, lorsqu'il n'y a pas consensus, de mettre en évidence les recherches nécessaires ». Le Pr. Dudley Goodhead (Directeur du Medical Research Council Radiation and Genome Stability Unit) a accepté de présider le groupe CERFIE. Celui-ci produira et publiera un rapport qui sera ensuite examiné par COMARE.

¹⁹ L'Annexe IX extraite du rapport du groupe de travail Impact Sanitaire (GT4) produit dans le cadre de la 1^{ère} mission du GRNC montre clairement la cohérence des résultats.

ANNEXES

ANNEXE I	Références bibliographiques
ANNEXE II	Lettre de mission – 2 ^{ème} mission du GRNC
ANNEXE III	Composition du GRNC plénier
ANNEXE IV	Composition du GT Incertitudes
ANNEXE V	Composition du GT chimique plénier
ANNEXE VI	Explication des sigles
ANNEXE VII	Appréciation des travaux du GRNC par certains de ses membres, par le NRPB et par l'InVS
ANNEXE VIII	Compte rendu de la réunion avec COMARE à Londres le 20/04/2001
ANNEXE IX	Extraits du rapport du GT4 du GRNC, « Estimation des doses et du risque de leucémie associé »

ANNEXE I

Références bibliographiques

- [1] POBEL D., VIEL J-F., Case-control study of leukaemia among young people near La Hague reprocessing plant: the environmental hypothesis revisited. *Brit. Med. J.*, 1997; 314 : 101-6
- [2] SPIRA A., BOUTOU O., Rayonnements ionisants et santé : mesure des expositions à la radioactivité et surveillance des effets sur la santé. Rapport aux Ministres de l'Environnement et de la Santé. *La documentation Française. Paris 1999, 1 vol, 217 p*
- [3] GUIZAR AV., SPIRA A., TROUSSARD X., COLLIGNON A., Incidence of leukemias in people aged 0 to 24 in North-Cotentin. *Rev Epidemiol Sante Publique* 1997, 45:530-5
- [4] GUIZARD AV., BOUTOU O., POTTIER D., TROUSSARD X., PHEBY D., LAUNOY G., SLAMA R., SPIRA A., The incidence of childhood leukaemia around the La Hague nuclear waste reprocessing (France): a survey for the years 1978-1998. *J. Epidemiol. Community Health.* 2001
- [5] *Rapport de synthèse du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin.* Estimation des niveaux d'exposition aux rayonnements ionisants et des risques de leucémies associées de population du Nord-Cotentin (disponible sur Internet : www.irsn.fr/nord-Cotentin).
- [6] ROMMENS C., LAURIER D., SUGIER A., Methodology and results of the Nord-Cotentin Radioecological study. *J. Radiol. Prot.* 2000 ; 20 :631-80
- [7] *Rapport n° 269 du CEPN* (Centre d'étude sur l'évaluation de la protection dans le domaine nucléaire), Le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin : une expérience originale d'expertise pluraliste, nov. 2000.
- [8] CRII-RAD, Bilan de la participation de la CRII-RAD aux travaux du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, *note de synthèse 99-26, janvier 2001* (rédigé à la demande du Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire).
- [9] Publications COMARE
- ✓ COMARE Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) (1986). **First Report.** *The implications of the new data on the releases from Sellafield in the 1950s for the conclusions of the Report on the Investigation of the Possible Increased Incidence of Cancer in West Cumbria.* HMSO, London July 1986.

- ✓ Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) (1988). **Second Report.** *Investigation of the possible increased incidence of leukaemia in young people near the Dounreay Nuclear Establishment, Caithness, Scotland.* HMSO, London June 1988.

- ✓ Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) (1989). **Third Report.** *Report on the Incidence of Childhood Cancer in the West Berkshire and North Hampshire area, in which are situated the Atomic Weapons Research Establishment, Aldermaston and the Royal Ordnance Factory, Burghfield.* HMSO, London June 1989.

- Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) Radioactive Waste Management Advisory Committee (RWMAC) (1995). *Report on: Potential health effects and possible sources of radioactive particles found in the vicinity of the Dounreay nuclear establishment.* HMSO, London May 1995.

- ✓ Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) (1996). **Fourth Report.** *The incidence of cancer and leukaemia in young people in the vicinity of the Sellafield site, West Cumbria: Further studies and an update of the situation since the publication of the report of the Black Advisory Group in 1984.* Department of Health, London March 1996. ISBN: 1858395453

- ✓ Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) (1998). **Fifth Report.** *The incidence of cancer and leukaemia in the area around the former Greenham Common Airbase. An investigation of a possible association with measured environmental radiation levels.* National Radiological Protection Board, March 1998.

- ✓ Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) (1999). **Sixth Report.** *A reconsideration of the possible health implications of the radioactive particles found in the general environment around the Dounreay Nuclear Establishment in the light of the work undertaken since 1995 to locate their source.* National Radiological Protection Board, March 1999.

- ✓ Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) (2001). **Seventh report.** *Parents occupationally exposed to radiation prior to the conception of their children: A review of the evidence concerning the incidence of cancer in their children.* National Radiological Protection Board, October 2001.

ANNEXE II

Lettre de mission – 2^{ème} mission du GRNC

ANNEXE III

Composition du Groupe Plénier

Présidente : Annie SUGIER	IRSN, Fontenay-aux-Roses
Secrétaire : Pascal CROUAIL	CEPN, Fontenay-aux-Roses
Jean-Claude AMIARD	CNRS, Nantes
Pierre BARBEY	ACRO, Hérouville Saint-Clair
Yves BARON	Marine Nationale, Cherbourg
Edouard BAUER	EDF, Saint-Denis
Josette BENARD	CREPAN, Caen
Gunnar BENGTSOON	Kemikalieinspektionen, Solna (Suède)
Françoise BRETHEAU	IRSN, Fontenay-aux-Roses
Jacky BONNEMAINS	Association « Robin des Bois », Paris
Dominique CALMET	CEA, Bruyères le Châtel
Philippe CHINO	ANDRA, Châtenay-Malabry
Daniel COSSA	IFREMER, Nantes
Véronique DECOBERT	COGEMA, Vélizy
Bertrand DELISLE	EDF, Saint-Denis
Catherine DRESSAYRE	<i>(remplacé par E. BAUER)</i>
Pierre GERMAIN	ANDRA, Châtenay-Malabry
Jean-Pierre GOUMONDY	IRSN, Cherbourg-Octeville
Jean GUILMIN	IRSN, Fontenay-aux-Roses
Jacqueline HERBELET	EDF, Saint-Denis
Jean-Pierre LAURENT	<i>(remplacé par J-B. SERVAJEAN)</i>
Christophe MURITH	IRSN, Le Vésinet
Jean-Luc PASQUIER	COGEMA, Vélizy
Catherine ROMMENS	OFSP, Berne (Suisse)
Monique SENE	IRSN, Le Vésinet
Jean-Bernard SERVAJEAN	IRSN, Cadarache
Jane SIMMONDS	GSIEN, Orsay
Eric THYBAUD	EDF, Saint-Denis
Eric VINDIMIAN	NRPB, Chilton (Grande-Bretagne)
Jean-Claude ZERBIB	INERIS, Verneuil en Halatte
	INERIS, Verneuil en Halatte
	CSPI, Ashdod (Israël)

NB : Les experts de l'InVS (F. For et M. Ledrans) et de l'AFSSA (M. Ould Elhkim) ont participé à une partie des travaux du groupe plénier (M. Ledrans) et des groupes chimiques spécialisés (F. Dor, M. Ledrans et M. Ould Elhkim). Ces experts ont fait état de réserves relatives à l'approche suivie par le GRNC (production de résultats exprimés en risque avant d'avoir mené des campagnes de mesures). En fin d'exercice, ces experts ont été invités à participer à une réunion de présentation des résultats des travaux du GRNC (le 20/06/2002) au cours de laquelle les animateurs/secrétaires du GRNC ont notamment souligné les travaux du GT Mesures et la recommandation forte de réaliser un programme de prélèvements afin de valider les modèles utilisés.

ANNEXE V

Composition des Groupes Chimiques

Les travaux relatifs à l'évaluation de l'impact des rejets chimiques ont été menés dans le cadre d'un groupe de travail spécialisé (GT chimie plénier – animateur/secrétaire - E. Thybaud, INERIS) dont la composition est présentée en Annexe V-1 et de sous-groupes traitant de l'impact sanitaire (cf. Annexe V-2 – animateur - D.Shuker, Open University, UK, secrétaires – L. Delery, INERIS – C. Rommens, IRSN) et des mesures (cf. Annexe V-3 – animateur P. Germain, IRSN, secrétaire E. Douville, IRSN).

Les travaux sur le terme source et sur l'impact environnemental n'ont pas donné lieu à la création de groupes spécialisés mais ont été menés par les responsables de thèmes suivants en liaison avec les intervenants concernés : J-C. Zerbib et J-P. Goumondy assistés de P. Coryn pour le terme source, E. Thybaud INERIS assisté de H. Magaud et C. Tissier pour l'impact environnemental.

ANNEXE V-1

Composition du GT Chimique plénier

Animateur/Secrétaire : Eric THYBAUD

INERIS, Verneuil en Halatte

Marc BABUT	CEMAGREF, Lyon
Pierre BARBEY	ACRO, Hérouville Saint-Clair
Yves BARON	Marine Nationale, Cherbourg
Karine BEAUGELIN-SELLIER	IRSN, Cadarache,
Jacky BONNEMAINS	Association « Robin des bois », Paris
Jean BONTOUX	Université de Montpellier, Montpellier
François BORDET	EDF, Saint-Denis
Dominique BOUST	IRSN, Octeville
Pierre-André CABANES	EDF, Paris
André CICOLLELA	INERIS, Verneuil en Halatte
Philippe CIFFROY	EDF, Chatou
Pierre CORYN	IRSN, Fontenay-aux-Roses
Anne DANIEL	IFREMER,
Laure DELERY	INERIS, Verneuil en Halatte
Jean DELMOND	DRIRE Basse Normandie, Hérouville Saint Clair
Patrick DEVIN	COGEMA, Vélizy
Frédéric DOR	InVS, Saint-Maurice
Céline DUFFA	HEMISPHERE, Marseille
Joël DUFILS	DDASS de la Manche,
Pascal EMPEREUR-BISSONNET	EDF, Paris
Jean-François FERARD	Université de Metz, Metz
Marie-Odile GALLERAND	ANDRA, Châtenay-Malabry
André GUILLEMETTE	ACRO, Urville-Nacqueville
Jean-Pierre GOUMONDY	IRSN, Fontenay-aux-Roses
Pierre-Yves HEMIDY	EDF, Paris
Stéphane HENRY	COGEMA, Bagnols sur Cèze
Jacqueline HERBELET	IRSN, Le Vésinet
Didier KLEIN	LERMPS, Belfort
Dominique LAURIER	IRSN, Fontenay-aux-Roses
Serge LE BAR	COGEMA, Beaumont-Hague
Martine LEDRANS	InVS, Saint-Maurice
Didier LOUVAT	IRSN, Cadarache
Hélène MAGAUD	INERIS, Verneuil en Halatte
Sylvaine MAURAU	EDF, Saint-Denis
Bernard MITTERRAND	COGEMA, Beaumont-Hague
Didier MOREAUX	EDF,
Mostafa OULD ELHKIM	AFSSA, Maison-Alfort
Jean-Luc PASQUIER	IRSN, Le Vésinet
Hélène PROVENS	IRSN/Fontenay-aux-Roses

Benoît QUESNE
Caroline RINGEARD
Catherine ROMMENS
Michel ROSE
Monique SENE
David SHUKER
Laurent SOHIER
Annie SUGIER
Eric THYBAUD
ChrysteLe TISSIER
Eric VINDIMIAN
Jean-Claude ZERBIB

COGEMA, Vélizy
IRSN, Fontenay-aux-Roses
IRSN, Cadarache
INERIS, Verneuil en Halatte
GSIEN, Orsay
Open University, Grande-Bretagne
COGEMA, Bagnols sur Cèze
IRSN, Fontenay-aux-Roses
INERIS, Verneuil en Halatte
Cellule mixte INERIS-IFREMER, Nantes
INERIS, Verneuil en Halatte
CSPI, Ashdod (Israël)

ANNEXE V-2

Composition du GT Chimique « Sanitaire »

Animateur :	David SHUKER	Open University (Grande-Bretagne)
Secrétaires :	Laure DELERY Catherine ROMMENS	INERIS, Verneuil en Halatte IRSN, Cadarache
Karine BEAUGELIN-SELLIER		IRSN, Cadarache,
Jacky BONNEMAIS		Association « Robin des bois », Paris
Jean BOUTOUX		Université de Montpellier, Montpellier
Pierre CORYN		IRSN, Fontenay-aux-Roses
Patrick DEVIN		COGEMA, Vélizy
Frédéric DOR		InVS, Saint-Maurice
Céline DUFFA		HEMISPHERE, Marseille
Pascal EMPEREUR-BISSONNET		EDF, Paris
Marie-Odile GALLERAND		ANDRA, Châtenay-Malabry
Stéphane HENRY		COGEMA, Bagnols sur Cèze
Dominique LAURIER		IRSN, Fontenay-aux-Roses
Martine LEDRANS		InVS, Saint-Maurice
Sylvaine MAURAU		EDF, Saint-Denis
Mostafa OULD ELHKIM		AFSSA, Maison-Alfort
Malvina RENNESSON		COGEMA, Vélizy
Caroline RINGEARD		IRSN, Fontenay-aux-Roses
Monique SENE		GSIEN, Orsay
Laurent SOHIER		COGEMA, Bagnols sur Cèze

* M. Ledrans, F. Dor (InVS) et M. Ould Elhkim (AFSSA), ont participé à une partie des travaux du GRNC. Ils ont participé le 20/06 à une réunion de présentation des résultats au cours de laquelle ils ont pu faire état de leurs observations (cf. NB Annexe III).

** P. Barbey a participé à la réunion du 12 décembre 2001 pour apporter les connaissances de l'ACRO concernant les modes de vie locaux.

*** Deux équipes ont été constituées pour traiter certains points spécifiques : une équipe Modélisation et une équipe Choix des VTR. Ces équipes ont regroupé des membres du GT Sanitaire ainsi que pour l'équipe Modélisation : Roseline Bonnard et Laurence Rouïl de l'INERIS et Marguerite Monfort de l'IRSN.

ANNEXE V-3

Composition du GT Chimique « Mesures dans l'environnement »

Animateur : Pierre GERMAIN IRSN, Cherbourg-Octeville

Secrétaire : Eric DOUVILLE IRSN, Cherbourg-Octeville

Jean-Claude AMIARD	CNRS, Nantes
Philippe CIFFROY	EDF, Chatou
Pierre CORYN	IRSN, Fontenay-aux-Roses
Patrick DEVIN	COGEMA, Vélizy
Pascal EMPEREUR-BISSONNET	EDF, Paris
Marie-Odile GALLERAND	ANDRA, Châtenay-Malabry
André GUILLEMETTE	ACRO, Urville-Nacqueville
Didier KLEIN	LERMPS, Belfort
Bernard MITTERRAND	COGEMA, Beaumont-Hague
Gilbert PIGREE	ACRO, Hérouville Saint-Clair
Hélène PROVENS	IRSN/Fontenay-aux-Roses
Catherine ROMMENS	IRSN, Cadarache
Michel ROSE	INERIS, Verneuil en Halatte
Laurent SOHIER	COGEMA, Bagnols sur Cèze
Annie SUGIER	IRSN, Fontenay-aux-Roses
Eric THYBAUD	INERIS, Verneuil en Halatte
Chrystelee TISSIER	Cellule mixte INERIS-IFREMER, Nantes

ANNEXE VI

Explication des sigles

ACRO	Association pour le C ontrôle de la R adioactivité dans l' O uest
AFSSA	Agence Française de S écurité S anitaire des A liments
ANDRA	Agence N ationale pour la gestion des D échets R adioactifs
ARKM	Association du R egistre des (K) cancers de la M anche
CNRS	C entre N ational de la R echerche S cientifique
CREPAN	Comité R égional E tude P rotection et A ménagement N ature
CRII-RAD	Commission de R echerche et d' I nformation I ndépendantes sur la R ADioactivité
CSPI	Commission S péciale et P ermanente d' I nformation près l'établissement de La Hague
EDF	Electricité D e F rance
GEA - MARINE NATIONALE	G roupe E tudes A tomiques - M arine N ationale
GSIN	G roupement des S cientifiques pour l' I nformation sur l' E nergie N ucléaire
IFREMER	Institut F rançais de R echerche pour l' E xploitation de la M ER
INERIS	Institut N ational de l' E nvironnement I ndustriel et des R ISques
InVS	Institut n ational de V eille S anitaire
IRSN	Institut de R adioprotection et de S ûreté N ucléaire
LERMPS	Laboratoire d' É tudes et de R echerches sur les M atériaux et les P ropriétés de S urface
NRPB	N ational R adiation P rotection B oard
OFSP	O ffice F édérale de la S anté P ublique

ANNEXE VII

**Appréciation des travaux du GRNC
par certains de ses membres et par le NRPB**

COMMENTAIRE GSIEN sur les travaux du GRNC

A la suite des travaux du Pr Viel, le Groupe Radioécologie du Nord Cotentin (GRNC) a été constitué. En effet, dans le canton Beaumont Hague un excès de leucémie sur la période 78-96 (4 cas constatés contre 2 attendus) avait été relevé chez les jeunes entre 0 et 24 ans (en 2001, 5 cas ont été recensés).

Les études du GRNC ont abouti à un premier rapport (1999). Toutes causes confondues (radioactivité d'origine naturelle, médicale et industrielle) l'évaluation donnait 0,8 leucémies. Même si, en apparence ces calculs aboutissaient à un résultat dédouanant les industries et leurs rejets, il était, de fait, impossible d'expliquer les 4 leucémies du canton (5 en 2001). C'est pourquoi une nouvelle mission a été confiée au GRNC.

Les nouveaux travaux (incertitudes et partie chimique des rejets) ont permis de préciser deux points qui n'avaient pu être explicités dans le premier rapport..

L'analyse et la caractérisation des incertitudes ont été menées à son terme et l'évaluation du terme source chimique a été réalisée.

Ces travaux se sont faits au sein d'un groupe pluridisciplinaire dans lequel les associations ont eu du mal à assurer une présence constante compte tenu de la charge de travail. Ce point avait déjà été souligné.

Cependant, comme nous l'avons remarqué en 1999, lors de la première mission, les études du GRNC ont au moins le mérite d'exister et de permettre un échange entre officiels (instituts, exploitants) et associatifs. En particulier il est assez évident que les suivis des installations tant au plan chimique que radioactif sont insuffisants. Pire ce ne sont que des suivis en trompe l'oeil. En effet c'est le fonctionnement des usines qui est vérifié, les mesures réalisées ne sont pas destinées au suivi de l'environnement et donc de la santé des populations et des travailleurs.

Pour la part radioactive il est exact que l'on a réalisé 500000 mesures mais 17000 seulement ont pu être utilisées pour caractériser les mécanismes de transferts et estimer les contaminations. Pour la part chimique, c'est encore plus faible, il n'y a que quelques mesures erratiques et un manque cruel de données. Il faut donc utiliser des modèles pour essayer de déterminer les concentrations dans l'environnement et par suite les transferts à l'homme.

L'étude d'incertitude réalisée est d'une ampleur remarquable aussi bien au plan de la modélisation que de l'analyse des paramètres des modèles.

Elle est, d'ailleurs, dépendante de ces modèles et des hypothèses posées pour la définition de leurs paramètres (phénomène de transferts, mode de vie, etc..)

En dépit de son ampleur et de ses apports, il n'en reste pas moins que l'étude d'incertitude ne contribue pas à expliquer l'excès de leucémie des jeunes de 0 à 24 ans constaté dans le Nord Cotentin, même si ses résultats semblent conforter les conclusions de 1999.

C'est d'ailleurs la raison pour laquelle nous pensons que les efforts réalisés pour évaluer des incertitudes s'avèrent finalement vains.

En effet, la méconnaissance des phénomènes est telle que l'on teste non pas les incertitudes de l'effet sur la santé mais celles du modèle. Il n'est donc pas étonnant de trouver de faibles variations.

L'impact des rejets tant chimiques que radioactifs étant obtenu par modélisation, l'évaluation sanitaire reste entachée d'une ignorance que les calculs d'incertitudes ne peuvent lever. Ces calculs ne qualifient que les modèles utilisés. Les rejets accidentels de ruthénium 106 pendant l'année 2001 ont, une fois de plus, prouvé la totale inadéquation des modèles pour rendre compte des dépôts en champ proche, très fortement sous-estimés par ces modèles. Ce fait conforte notre jugement.

C'est pourquoi l'innocuité des rejets tant chimique que radioactif reste à prouver.

Ceci dit, il est toujours intéressant de connaître ses limites. Mieux si cela peut contribuer à la mise en place de programmes de suivi d'environnement et de santé, ce sera bénéfique pour tous.

Les travaux du GRNC sont un apport essentiel à une étude d'envergure sur le devenir des rejets dans l'environnement. Ils ont permis de pointer les manques : mesures au seuil

et en trop faible nombre, séries incomplètes, choix des éléments pouvant n'être pas pertinent, etc.

Partant de cette base de données il sera possible de définir une stratégie de mesures et de modélisation. En particulier le travail du groupe sur la partie chimique des rejets des installations a permis de mettre en évidence le manque de données pour évaluer des effets chroniques. Ce point est d'ailleurs commun aux rejets radioactifs. Il a aussi permis la réalisation de fiches toxicologiques faisant le point des connaissances avec leurs limites et leurs manques.

En conséquence il convient de continuer et même d'amplifier les suivis d'environnement et de santé des populations pour être capable d'estimer les effets des polluants chimiques et/ou radioactifs.

En particulier la continuation du registre et la mise en place d'un plan de mesures dans l'environnement sont des éléments qui contribueront à mieux évaluer l'impact des rejets à la fois des installations industrielles et de l'ensemble des autres sources.

COMMENTAIRE ACRO sur les travaux du GRNC

Dès la création du GRNC en 1997, l'ACRO a été invitée à participer à ses travaux. Cette première mission a concerné le volet radiologique. L'association s'est fortement impliquée par l'engagement de bénévoles (pour les différents groupes de travail et le comité plénier) mais aussi en exploitant les données (mesures) de notre laboratoire. En juillet 1999, nous avons signé le rapport final dans les termes clairement exprimés dans sa conclusion nuancée et précisés dans une annexe au rapport où nous exposons nos critiques²⁰. Si nous portons un regard globalement positif sur la démarche méthodologique construite collectivement, nous ne saurions cautionner la valeur du risque obtenue au terme de l'estimation.

Durant l'année 2000, les Ministres de tutelle ont demandé à la Présidente du GRNC de poursuivre les travaux d'évaluation de l'impact sanitaire des installations nucléaires du Nord Cotentin en particulier par un calcul d'incertitude qui devrait encadrer le résultat estimé du risque de leucémie en lien avec les rejets radioactifs et, par ailleurs par une évaluation des conséquences des rejets chimiques tant pour la population que pour l'environnement. C'est ce qui est appelé la « mission 2 » pour laquelle l'ACRO fut à nouveau sollicitée.

A ce stade, il est utile de rappeler la réponse apportée par notre association. Plusieurs membres de l'ACRO (quatre au total) participeront aux travaux dans le cadre de cette nouvelle mission mais ils ne pourront engager qu'eux-mêmes et non pas l'association dans son ensemble. Très clairement, nous ne voulons pas être de nouveau pris dans le piège grossier de certaines « une » provocatrices [*« La Hague sans danger ! »*..] et mensongères [caution du mouvement associatif..].

Concernant l'évaluation de l'incertitude sur le nombre de cas de leucémies calculé à partir des modèles de transfert dans l'environnement des rejets des installations nucléaires de la région, l'IPSN avait inscrit cette thématique dans ses programmes de recherche et l'a engagée au sein d'un groupe de travail interne. Ce travail a ensuite été confirmé par une lettre de mission des ministres de l'environnement et de la santé au cours de l'été 2000 et il a donc été décidé d'ouvrir ce groupe de travail aux exploitants et à des représentants du mouvement associatif. L'ACRO a été invitée à y participer au début de l'année 2001.

Ainsi, lorsqu'il a été décidé d'associer des membres du mouvement associatif, le travail était déjà très avancé. Il leur a été proposé de rediscuter les intervalles de variation d'une partie des paramètres entrant dans les modèles et c'est tout. Cela ne suffit pas pour se considérer acteur de l'étude. En conséquence, dès le mois de juin 2001, la présidente du GRNC a été informée que nous ne signerons pas un tel document que nous considérons plutôt comme un « rapport IPSN ».

Sur le fond, nous reconnaissons la difficulté et l'ampleur du travail accompli. Il est cependant important de noter que l'étude ne porte que sur moins de la moitié du risque théorique associé aux rejets radioactifs. Dans un premier temps, seuls les rejets de routine ont été pris en compte. Or, pour les incidents, l'erreur pourrait être beaucoup plus élevée. La seule prise en compte de 11 mesures de strontium 90 « oubliées » lors de la première mission, a conduit le GRNC à réévaluer d'un facteur 7 la dose collective reçue lors du percement de la

²⁰ Notre principale réserve porte sur la démarche "réaliste" retenue par le Comité pour la reconstitution des doses reçues par la cohorte et le risque qui en découle. Nous continuons à penser qu'en matière de radioprotection, toute évaluation d'impact sanitaire doit être menée de façon conservatrice car en l'absence de la mesure précise de l'incertitude liée au calcul "réaliste", seule la démarche "enveloppe" garantit qu'elle contient la vraie valeur de l'impact.

conduite en 1979/80. Autre exemple plus récent, lors des incidents ruthénium de 2001, l'action de surveillance de l'ACRO a permis d'observer que l'incertitude sur le terme source était de trois ordres de grandeur (c'est-à-dire un facteur 1000).

Les limites de l'étude doivent être soulignées. Elle s'attache pour l'essentiel à l'impact environnemental des rejets de routine et aux modes de vie et refuse d'aborder tout ce qui touche aux effets sur la santé des rayonnements. C'est pourtant là encore une partie sujette à de larges approximations qui retentissent directement sur cette marge d'incertitude.

Sur ce chapitre, le travail fait par le GTI ne permet pas de conclure quant à l'innocuité des rejets radioactifs. Il n'en demeure pas moins important, car il donne une idée de l'ampleur de l'impact environnemental théorique des rejets de routine. Ainsi le travail effectué pourrait être très facilement transposé aux calculs de dose effectués par l'exploitant dans son dossier soumis à enquête publique en 2000.

Les conséquences des rejets chimiques des installations nucléaires ont été évaluées par un comité et ses sous-groupes de travail élargis pour la circonstance à de nombreux spécialistes institutionnels du risque chimique. Ce renouvellement partiel a permis un travail particulièrement enrichissant qui aboutit à une double évaluation, d'une part, de l'impact sanitaire et, d'autre part, de l'impact environnemental.

Sur cette question, il ne serait pas pertinent d'évoquer ici telle ou telle remarque ou critique particulière²¹ que nous avons pu émettre au cours de ces deux années de travail car rien n'indique qu'elles puissent modifier les conclusions actuelles. Notons cependant que le bilan des rejets chimiques potentiels des sites industriels du Nord-Cotentin est incomplet. Autant Cogéma, EDF et Andra se sont efforcés de reconstituer leurs produits entrants et leurs rejets chimiques dans l'environnement, autant l'arsenal de Cherbourg, pourtant gros contributeur de rejets chimiques dans le Nord-Cotentin, n'a pas effectué de recherches approfondies²².

Plus fondamentalement, nous voulons souligner là encore les limites des études qui ne devront pas être omises lors de la présentations des résultats et qui apparaissent bien exprimées dans le corps des rapports détaillés (notamment dans le rapport sanitaire). Peut-être plus encore que pour le volet radiologique, nous sommes ici dans un domaine de la toxicologie où les connaissances demeurent encore très fragmentaires voir pauvres²³ dès lors que l'on se situe dans un contexte d'exposition environnementale à un niveau faible et chronique (ce qui est le cas pour des rejets de routine). Cela doit inciter à la plus grande prudence du propos car les informations sont ici en cours de réévaluation permanente : une substance classée simplement « nocive » aujourd'hui peut être reclassée demain comme « cancérigène avéré ».

En matière de métrologie (les mesures dans l'environnement), les données collectées sont également très pauvre contraignant le GRNC à construire des modèles de dispersion bien

²¹ Comme par exemple la non prise en compte de la consommation des eaux de surface par les espèces animales..

²² Nous aurions en effet souhaité que l'arsenal de Cherbourg puisse, comme les autres exploitants, communiquer au GRNC :

- le descriptif des différentes activités de l'établissement pouvant engendrer le rejet de produits chimiques,
- la liste des produits chimiques (y compris les peintures et additifs..) entrants et leur consommation annuelle,
- l'estimation des produits chimiques rejetés dans l'environnement (notamment pour la période 1966-1985).

²³ Pour illustration, si l'on dispose d'informations sur la toxicité aiguë des substances chimiques pour 50% d'entre elles, il n'existe encore que très peu de données, 14%, sur leur toxicité chronique [données 1998].

théorique et d'autant plus approximatifs (difficulté à les caler sur des mesures..). De ce point de vue, le travail conduit par le sous-groupe « *Mesures dans l'environnement* », qui avait pour objectif de proposer un programme de mesures chimiques dans l'environnement, apparaît tout particulièrement pertinent.

En conclusion, nous voulons d'abord souligner l'importance et l'ampleur du travail accompli ces deux dernières années. Comme pour le volet radiologique, le volet chimique n'a pas permis d'apporter la preuve d'une relation de cause à effet entre les rejets effectués dans l'environnement et un éventuel impact sanitaire. Cependant, et comme nous l'avions souligné en juillet 1999, l'absence de preuve d'une telle relation ne constitue pas pour autant la preuve de son inexistence. Nous prenons acte des résultats présentés dans le contexte des connaissances scientifiques du moment ainsi que des limites des études.

Il nous semble important d'insister sur ce contexte et de ne jamais présenter tel ou tel résultat comme définitivement acquis mais plutôt comme une donnée provisoire du moment sujette à une remise en cause constamment dès lors que des données nouvelles émergent. Et c'est peut-être là une des démarches la plus originale du GRNC d'accepter ce questionnement, de reconsidérer ses propres travaux et de procéder à des réévaluations.

Pierre Barbey
David Boilley
André Guillemette
Gilbert Pigree

COMMENTAIRE DES EXPERTS ETRANGERS sur les travaux du GRNC

The reports of an increase in the incidence of leukaemia amongst young persons in the Nord Cotentin have prompted a thorough study of whether radioactive or chemical releases from its nuclear installations could be causative factors for the leukaemia cases. Such studies are by no means straightforward. They require the input of professionals from a range of scientific disciplines such as reactor physics, radiochemistry, ecology, radiation dosimetry, toxicology and ecotoxicology. Even then, the information available will inevitably be incomplete. Judgments will be required and any quantitative results will be subject to uncertainties. Nevertheless, in spite of their limitations, they facilitate understanding and help provide a perspective for decision makers and the public.

The three of us have participated as foreign experts in the Group Radioécologie Nord Cotentin, which was set up by the Ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement and the Secrétaire d'Etat à la Santé. Our competences are as follows:

Gunnar Bengtsson: Radioecology, radiation protection, chemical safety regulation, international co-operation in chemical safety and radiation protection.

Christophe Murith: Public health, radiological assessment and international co-operation in radiation protection.

Jane Simmonds: Radiological assessment and a link to the UK National Radiological Protection Board which has carried out similar studies including uncertainty analyses.

We find the study quite exhaustive and thorough, as well as making good use of available scientific knowledge. Its process of work has been unusually open and transparent, with frank discussions between individuals from the various interested groups: operators, regulators, and independent environmental associations. These represent a very broad array of competences. We have participated in the discussions and our opinions have been integrated in the end result, which we support as far as our respective competences allow. We are aware that the results have been qualified by extensive discussion of a large number of causes of uncertainty. Science seldom gives definitive answers, but until now we have not seen any evidence that the releases from the nuclear installations would be a major causative factor behind the increased incidence of child leukaemia.

ANNEXE VIII

**Compte rendu de la réunion
COMARE, Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (GRNC) et Pr. Spira**

Département de la santé, Londres le 20 avril 2001

*Le compte rendu a été rédigé
par le secrétariat scientifique de COMARE
en liaison avec le Professeur Spira et la Présidente du GRNC.*

Résumé

Les missions confiées au GRNC et au Professeur Spira par les pouvoirs publics français visaient à répondre aux inquiétudes suscitées par l'incidence des leucémies dans les environs de l'usine de retraitement de COGEMA La Hague. Compte tenu de la similitude des sujets abordés d'une part par le GRNC et le Professeur Spira et d'autre part par COMARE, le GRNC a sollicité une réunion avec COMARE afin de débattre des sujets présentant un intérêt commun et de rechercher les différences et les analogies dans le mode de fonctionnement de ces instances d'étude côté britannique et français.

Au cours de la réunion qui s'est tenue à Londres le 20 avril 2001, une séance plénière a eu lieu pour débattre de la façon dont les groupes ont fonctionné puis des sessions parallèles ont eu lieu pour débattre de sujets spécifiques relatifs à l'évaluation de la dose et à l'épidémiologie.

Les comptes rendus des conclusions de ces débats sont présentés dans le document joint.

Personnes participant à la réunion du 20 avril 2001

Pour COMARE

Prof B Bridges
Prof K Clayton
Dr J Cooper
Dr G Draper
Prof A Elliott
Dr R Hamlet
Dr G Kendall
Dr Louise Parker
M^{me} Jane Simmonds
Dr Hilary Walker

Pour le GRNC

M. Jean Brenot
M. Jean-Pierre Laurent
M. Dominique Laurier
M^{me} Catherine Rommens
M^{me} Monique Sené
M^{me} Annie Sugier

Pour la mission épidémiologie

M. Florent de Vathaire
M. Jacques Estève
M^{me} A V Guizard
M. Philippe Pirard
M. Rémy Slama
Prof. Alfred Spira

Récapitulatif des débats portant sur l'évaluation de la dose et du risque

Les évaluations des doses d'irradiation et des risques associés ont été entreprises par le Comité chargé des aspects médicaux du rayonnement sur l'environnement (COMARE) dans le cadre de ses études sur les cancers infantiles à proximité de plusieurs sites du Royaume Uni (UK) et par le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (GRNC) dans le cadre de ses travaux sur les leucémies à proximité de La Hague. La méthodologie utilisée et les résultats obtenus sont cohérents. Ils mettent en évidence le niveau très faible des risques de leucémies radioinduites attribuables aux rejets des installations nucléaires. Au cours de la rencontre, des thèmes d'intérêt commun ont été mis en évidence.

1. Terme source : comment définir l'exhaustivité

Bien que l'évaluation des doses d'irradiation et des risques puisse être basée sur les mesures des concentrations de radionucléides dans l'environnement, une information sur les quantités de radionucléides rejetés est souvent requise. C'est notamment le cas lorsque les données de mesures sont incomplètes ou lorsque des radionucléides à vie très courte sont impliqués.

Les données sur les rejets sont habituellement fournies par l'exploitant de l'installation. Afin d'être confiant vis-à-vis du processus d'évaluation de la dose, il est important d'examiner ces données de façon critique. L'approche préconisée peut inclure :

- a) une comparaison des concentrations dans l'environnement calculées à partir des rejets, avec les mesures réelles lorsque cela est possible ;
- b) une analyse critique par des experts indépendants ;
- c) une consultation indépendante des employés et des anciens employés qui connaissent le fonctionnement de l'usine concernée.

Cette approche consiste à faire appel à des données aussi indépendantes que possible.

2. Modélisation de la dose et du risque

Les coefficients de dose et les facteurs de risque utilisés dans les études résultent d'un consensus international établi dans le cadre de la CIPR et de l'UNSCEAR. Toutefois, il est important pour être confiant vis-à-vis de l'évaluation, de répertorier les hypothèses inhérentes à la modélisation de la dose et du risque et de présenter les résultats de façon désagrégée pour permettre l'évaluation de la signification de ces incertitudes, au moins de façon qualitative. Un exemple consiste à présenter la contribution à la dose totale respectivement des rayonnements à transfert d'énergie linéique (T.E.L) élevé et à transfert d'énergie linéique bas, ce qui permet de mettre en perspective la signification de toutes les incertitudes quant au facteur de qualité des rayonnements à T.E.L élevé.

Il a été convenu que le GRNC serait tenu informé des travaux de COMARE portant sur les facteurs de risque d'irradiation, et serait, si possible, appelé à désigner un observateur à l'occasion d'un séminaire de consultation sur le sujet, le cas échéant et lorsqu'il aura lieu.

3. Analyse de sensibilité et d'incertitude

Il s'agit de domaines de travail importants. L'analyse de sensibilité identifie les paramètres prépondérants dans le calcul de la dose et du risque et peut donc améliorer la compréhension du processus d'évaluation. L'analyse d'incertitude quantifie l'incertitude inhérente au résultat du processus d'évaluation. Toutefois, du fait des contraintes du calcul informatique, l'analyse d'incertitude ne peut pas être entreprise avec la série complète de modèles et de données utilisés pour l'évaluation de la dose et du risque. Néanmoins, le travail du GRNC a montré qu'il était possible de réduire le nombre de modèles et de données utilisés dans l'analyse d'incertitude à des niveaux exploitables tout en continuant de représenter de façon adéquate une fraction importante de la dose et du risque globaux évalués.

COMARE et le GRNC ont opté pour des choix différents concernant l'analyse de l'incertitude. Le GRNC a entrepris cette analyse, tandis que COMARE a préféré explorer la sensibilité des résultats aux changements dans les valeurs de paramètres importants. Tous les deux ont toutefois été d'accord pour dire que la prudence s'imposait dans l'interprétation des résultats issus de l'analyse d'incertitude. Par ailleurs, il a été conclu que des informations utiles pouvaient être obtenues à travers une telle analyse en termes d'amélioration de notre compréhension du processus d'évaluation de la dose. Une collaboration plus approfondie dans ce domaine a été jugée utile, notamment si une orientation commune pouvait être formulée quant au besoin d'analyses d'incertitude. L'une des questions est de savoir si une analyse d'incertitude complète, nécessitant de nombreuses années-hommes d'effort pour aboutir, est digne d'intérêt.

4. Risques pour la santé émanant des produits chimiques présents dans les effluents des sites nucléaires

Il a été convenu qu'il s'agissait d'un thème difficile et que l'information relative aux effets d'une exposition aux produits chimiques sur la santé n'était pas aussi bien développée que celle concernant les rayonnements ionisants. De plus, ce thème n'est pas inclus dans les attributions de COMARE mais le Département de la Santé de l'U.K a d'autres comités consultatifs d'experts travaillant sur les effets des produits chimiques sur la santé. Le GRNC se verra fournir des noms de responsables par le secrétariat de COMARE.

5. Autres sujets

La question des besoins en matière de recherche ont fait l'objet de débats. Il a été convenu que des copies des exigences formulées dans ce domaine par COMARE à l'intention du Département de la Santé de Grande Bretagne seront fournies au GRNC. En ce qui concerne les rejets radioactifs, les deux organisations sont consultées en tant que partie intégrante du processus d'autorisation. Il a été convenu que COMARE enverrait au GRNC un exemple de document de consultation et sa réponse.

Récapitulatif des débats sur l'épidémiologie

Il ne fait aucun doute qu'un excès de cas de cancers infantiles a persisté pendant plusieurs décennies dans le village de Seascale, à proximité de l'usine de retraitement de Sellafield dans le comté de Cumbria, U.K. Cependant, les rejets nucléaires sont trop faibles pour fournir une explication. L'étude cas-témoins de Gardner a avancé comme cause possible l'irradiation du père avant la conception de l'enfant. Des cas de niveaux élevés de cancers infantiles ont également été rapportés à proximité de deux autres usines de retraitement : celle de Dounreay et celle de La Hague. Cependant, l'hypothèse de Gardner selon laquelle l'exposition du père avant la conception était un facteur causal n'a pas été confirmée par la suite²⁴. Il faut rappeler qu'il y a une variation géographique dans les taux de cancers infantiles en fonction de facteurs socio-démographiques et qu'il est par ailleurs démontré que les cas de leucémies infantiles tendent à s'aggraver.

Ces observations ont constitué la base des débats entre d'une part le Comité chargé des aspects médicaux des rayonnements dans l'environnement (COMARE) et d'autre part le Professeur Spira ainsi que le groupe d'épidémiologistes français qui l'ont accompagné. Les principaux points des débats étaient les suivants :

1. Il est utile d'examiner tous les cancers infantiles ainsi que les leucémies et les lymphomes non hodgkiniens (LNHL). De même, il est utile d'examiner les sous-types de leucémies, bien qu'il soit accepté que le nombre de cas impliqués est souvent faible.
2. Lorsqu'un agrégat reconnu est surveillé, il est nécessaire d'avoir une stratégie définie pour déterminer la fréquence de la ré-analyse. Si, comme cela se produit souvent, le nombre de cas est faible, des résultats erronés seront générés si des analyses sont entreprises à chaque fois qu'un nouveau cas vient s'ajouter.
3. Sellafield, Dounreay et La Hague sont les trois seules usines de retraitement civiles en Occident. Les rejets nucléaires des usines de retraitement sont habituellement plus importants que ceux des autres installations nucléaires. Toutefois, en tenant compte des hypothèses qui se réfèrent à d'autres causes que les rejets, les études portant sur les autres installations nucléaires pourraient être instructives. Des cas de niveaux élevés de cancers infantiles ont été rapportés à proximité des sites nucléaires de Aldermaston/Burghfield/Harwell.
4. Des éléments s'accumulent pour appuyer l'hypothèse de Kinlen selon laquelle "le brassage des populations" est associé à un risque accru de leucémie ; on suppose généralement que l'explication réside dans le fait que, dans certaines circonstances, un agent infectieux non identifié peut s'avérer leucémogène. Une étude de modélisation récente a montré que cette hypothèse pouvait expliquer, au moins partiellement, l'excès observé à proximité de Sellafield. L'intervalle de confiance du risque prédit par ce modèle inclut aussi bien la valeur zéro que la totalité des cas en excès observés à Seascale.

²⁴ Cf. Nouvelle étude sur le sujet « Leukemia and non-Hodkin's lymphoma in children of male Sellafield radiation workers ». Dickinson HO, Parker L., Int J cancer. 2002 May 20 ;99 (3) :437-44. Cette étude, qui réanalyse la même population à partir d'un protocole amélioré confirme l'association qui avait été observée en 1990 par Gardner. COMARE travaille actuellement sur une synthèse de ces études (qui devrait faire l'objet d'un prochain rapport).

Une étude écologique dans la zone du Nord-Cotentin, non publiée à ce jour, suggère qu'un lien entre le brassage des populations et le cancer infantile pouvait également être établi dans ce cas. Toutefois, on note qu'il n'y a, à ce jour, qu'une faible compréhension du mécanisme par lequel le brassage de la population peut conduire à cet effet ; par exemple, l'effet doit-il être plus spécifiquement marqué dans la population indigène que chez les immigrants ?

5. Trois études de cancer infantile chez les enfants des employés de la branche nucléaire ont été réalisées en Grande Bretagne. Il s'agissait de :
- Nuclear Industry Family Study – NIFS,
 - Record Linkage Study – RLS,
 - Extended Cumbrian Cohort Study – en attente de publication.

Les groupes de cas identifiés par la NIFS et la RLS étaient, de façon surprenante, largement indépendants. Bien que ces deux études observent un risque élevé de LNHL chez les enfants des travailleurs du nucléaire, elles ne mettent pas en évidence de relation avec la dose des pères avant la conception .

6. Il y a peu de données sur les risques de cancer infantile chez les enfants des travailleurs sous irradiation de sexe féminin. L'information disponible limitée laisse penser que des études plus approfondies seront probablement nécessaires.
7. Des travaux sont en cours en France et en Grande Bretagne pour rechercher un lien potentiel entre le travail dans l'industrie nucléaire et certains indicateurs de périnatalité tel que : petit poids de naissance, avortement spontané, fréquence de morts-nés, mortalité périnatale et les anomalies congénitales. D'autres indicateurs, tels qu'une modification du sexe ratio, délai pour concevoir sont également étudiés. Une synthèse de ces études est actuellement en cours au COMARE qui présentera un compte rendu dans les deux prochaines années.
8. Les études épidémiologiques des travailleurs du nucléaire eux-mêmes ont été réalisées en Grande Bretagne et sont en cours en France. Rassembler des données fiables concernant les travailleurs contractuels s'est avéré bien plus difficile que rassembler celles concernant les personnes directement employées par l'industrie nucléaire.

Il serait utile d'étudier l'incidence du cancer en plus de la mortalité, bien que les données soient moins aisément disponibles (voir point suivant).

9. Les données pouvant être fournies par les enregistrements de cancer sont essentielles pour ces domaines de recherche (et pour beaucoup d'autres), sous condition que les registres puissent fournir des données de bonne qualité.

Les registres de cancer peuvent fonctionner sans porter préjudice aux intérêts individuels. Il est essentiel que des considérations relatives à la vie privée ou à la confidentialité des données ne viennent pas inhiber le rôle que doivent jouer des registres de cancer dans les questions de santé publique majeures.

Différences entre L'approche anglaise et l'approche française

1. Différences dans la composition :
 - COMARE comprend des experts indépendants, principalement des universitaires, des secrétaires scientifiques du NRPB et des assesseurs des Ministères.
 - Le GRNC est constitué d'experts de différents horizons, dont la plupart sont impliqués dans le dossier (experts institutionnels, opérateurs, organisations non gouvernementales et aussi des experts étrangers)
 - Le Professeur Spira en charge de la partie épidémiologique de l'étude, travaille en collaboration avec des experts nationaux et étrangers mais n'a pas formé de groupe spécifique.
2. Différence de statut : statut permanent de COMARE contre missions *ad hoc* pour le GRNC et pour le Professeur Spira.
3. Différences dans les objectifs : COMARE s'emploie à trouver un consensus alors que le GRNC essaie d'identifier à la fois les conclusions consensuelles et les sphères de désaccord, et de donner des explications compréhensibles sur les raisons de ces différences.
4. Différences dans les compétences des experts : compétences médicales et radiobiologiques pour COMARE (il n'y a qu'un expert spécialisé de l'environnement), tandis que le GRNC concentre une compétence sur la radioécologie (le GRNC n'a qu'un épidémiologiste dans l'un de ses groupes de travail). La plupart des compétences médicales et épidémiologiques sont regroupées dans le réseau de chercheurs scientifiques du Professeur Spira.
5. Les deux structures sont très mal financées, et dans les deux cas, le soutien technique et la préparation du travail sont réalisés par un corps institutionnel d'experts, le NRPB pour COMARE et l'IPSN pour le GRNC (environ 2,5 personnes.an).

Une partie importante du travail de COMARE consiste à identifier des programmes de recherche dans les domaines où des lacunes de connaissance ont été mises en évidence, notamment en épidémiologie et en recherche biomédicale. Ni le GRNC, ni le Professeur Spira ne jouent ce rôle.

ANNEXE IX

Extrait du rapport du GT4 du GRNC

Comparaison des résultats obtenus par le GRNC et COMARE

Tableau 2.5.4.C : Mise en parallèle de l'estimation du risque moyen attribué aux rejets de routine des installations (doses *in utero* et *ex utero*) avec celles des études radioécologiques britanniques antérieures

	Thurso (Dounreay) [Dionan 86]	Seascale (Sellafield) [COMARE 96]	Beaumont-Hague (install. nucléaires du Nord- Cotentin **)
Période	1950-84	1945-92	1978-96
Effectif	4550	1348	6656
Personnes-années	74750	≈ 25300 *	69308
Nombre de cas radio-induit estimé au sein de la cohorte	0,004 ^a	0,020 ^a	0,0012 ^b
Risque de leucémie pour 100 000 personnes-années	0,005 ^a	0,079 ^a	0,002 ^b

* : approximation ** : usine de retraitement de La Hague, centrale de Flamanville, arsenal de Cherbourg

a : leucémies + lymphomes non Hodgkiniens, modèle de risque relatif

b : leucémies, modèle de risque additif

Le calcul du risque a été rapporté à 100 000 personnes-années, pour rendre comparable des résultats obtenus sur des cohortes de tailles différentes. Le risque de leucémie radio-induit attribuable aux rejets de routine est environ 40 fois plus élevé dans l'étude de Seascale que dans l'étude du groupe Nord Cotentin. Cette différence est cohérente avec les estimations de dose ; la dose à la moelle moyenne estimée au sein de la cohorte de Seascale est environ 30 fois plus importante que celle estimée au sein de la cohorte de Beaumont-Hague. Comparé à l'étude de Thurso, le risque de leucémie radio-induit attribuable aux rejets de routine apparaît du même ordre de grandeur (facteur de l'ordre de 2,8 entre les résultats des deux études).

Les résultats du groupe Nord Cotentin apparaissent donc tout à fait concordants avec ceux des études radioécologiques antérieures.