

GROUPE RADIOECOLOGIE NORD-COTENTIN

**Analyse de sensibilité et d'incertitude
sur le risque de leucémie
attribuable aux installations nucléaires du Nord-Cotentin**

**Rapport principal
Juillet 2002**

Préambule

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 une étude épidémiologique publiée en 1997 avec les rejets des installations nucléaires du Nord-Cotentin, avaient conduit les pouvoirs publics à demander, dès 1997, une étude épidémiologique au Professeur Spira et 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. L'analyse radioécologique a été confiée au Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (GRNC) présidé par Madame Sugier. Les résultats obtenus par le GRNC ont permis de conclure que le risque de leucémies radio-induites attribuables aux rejets des installations nucléaires est faible (0,002 cas environ pour la période 1978-1996 et la population considérée) et qu'il est peu probable que les rejets de ces installations puissent expliquer l'incidence élevée observée sur cette période (4 cas observés contre 2 cas attendus). Le rapport 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 fait l'objet de recommandations, l'une d'elles soulignant le besoin d'effectuer une analyse de sensibilité et d'incertitude sur l'évaluation du risque de leucémies radio-induites attribuables aux rejets des installations nucléaires du Nord-Cotentin.

A la suite de ces recommandations, les pouvoirs publics ont confié en août 2000 au GRNC une nouvelle mission portant sur trois thèmes : l'analyse de sensibilité et d'incertitude sur l'évaluation du risque de leucémies attribuable aux installations nucléaires du Nord-Cotentin ; l'évaluation de l'impact sanitaire et environnemental des rejets chimiques des installations nucléaires du Nord-Cotentin ; la comparaison des approches du Comité britannique COMARE (Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment) avec celles du GRNC pour l'étude radioécologique et du Professeur Spira pour l'étude épidémiologique.

Pour la réalisation de ses missions, le GRNC rassemble au sein de son groupe plénier des experts d'origine diverse : institutionnels, opérateurs industriels, experts du mouvement associatif et experts étrangers. L'ampleur des thèmes traités exige que de nombreuses disciplines scientifiques soient représentées, 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. 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.

L'analyse de sensibilité et d'incertitude a été prise en charge par le GT « Incertitudes » qui s'est réuni 16 fois pendant la période 2000-2002. De nombreux rapports ont été rédigés. Un rapport intermédiaire a été remis aux pouvoirs publics en décembre 2000. Trois documents rendent compte de l'ensemble des travaux réalisés : le rapport principal accompagné de deux rapports annexes.

Le rapport principal, qui est le présent document, précise les choix faits, décrit la méthode employée, présente les principaux résultats et la discussion qui s'ensuit. Il donne la liste des membres du GT « Incertitudes ». Il rassemble aussi les points de vue et commentaires exprimés à propos de l'étude par l'ACRO, le GSIEN, les experts internationaux membres du groupe plénier et le NRPB.

Le rapport annexe n°1 [GRNC, 2002a] décrit la démarche utilisée par le GT « Incertitudes » pour construire les distributions de probabilité des paramètres et présente les distributions obtenues par le GT.

Le rapport annexe n°2 [GRNC, 2002b] complète l'analyse de sensibilité et décrit le modèle empirique qui a permis d'effectuer rapidement les calculs d'incertitude et d'interpréter leurs résultats.

Résumé

Dans le cadre d'une première mission qui lui avait été confiée le 24 août 1997 par le Ministre délégué à la Santé et la Ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (GRNC) a évalué le risque de leucémie radio-induite dans le Nord-Cotentin. Il a rendu ses conclusions en juillet 1999 et en septembre 2000. Le nombre attendu de leucémies en excès pour les jeunes de 0 à 24 ans du canton de Beaumont-Hague exposés aux rejets radioactifs des installations nucléaires du Nord-Cotentin a été estimé à environ 0,002 cas pour la période 1978-1996. Ce nombre est faible en regard de l'incidence de leucémie observée par les études épidémiologiques récentes sur cette période (4 cas observés pour 2 cas attendus).

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 dans le cadre de cette première mission. 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.

Un groupe de travail de l'IPSN sur les incertitudes a été mis en place dès janvier 2000. Le National Radiological Protection Board (NRPB) ayant déjà conduit des études analogues, a été associé aux travaux de ce groupe. Le 24 juillet 2000, le Ministre délégué à la Santé et la Ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement ont adressé une lettre de mission au GRNC lui demandant de réaliser une analyse de sensibilité et d'incertitude portant sur les paramètres principaux de l'estimation du risque de leucémie attribuable aux installations nucléaires du Nord-Cotentin. En octobre 2000, le groupe de travail a donc été placé sous l'autorité du GRNC et élargi à des experts extérieurs à l'IPSN (associatifs, exploitants, institutionnels).

Le calcul de risque effectué par le GRNC met en jeu un grand nombre de paramètres et de modèles :

- les paramètres spécifiques des installations nucléaires (par exemple les rejets radioactifs de l'usine Cogéma 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.

L'incertitude de chaque paramètre peut être caractérisée 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.

▪ Délimitation du champ de l'étude

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.

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 ».

Aucune incertitude n'est associée aux coefficients de dose et de risque car le GRNC n'a pas remis en cause ces données qui font l'objet d'un consensus international.

▪ 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).

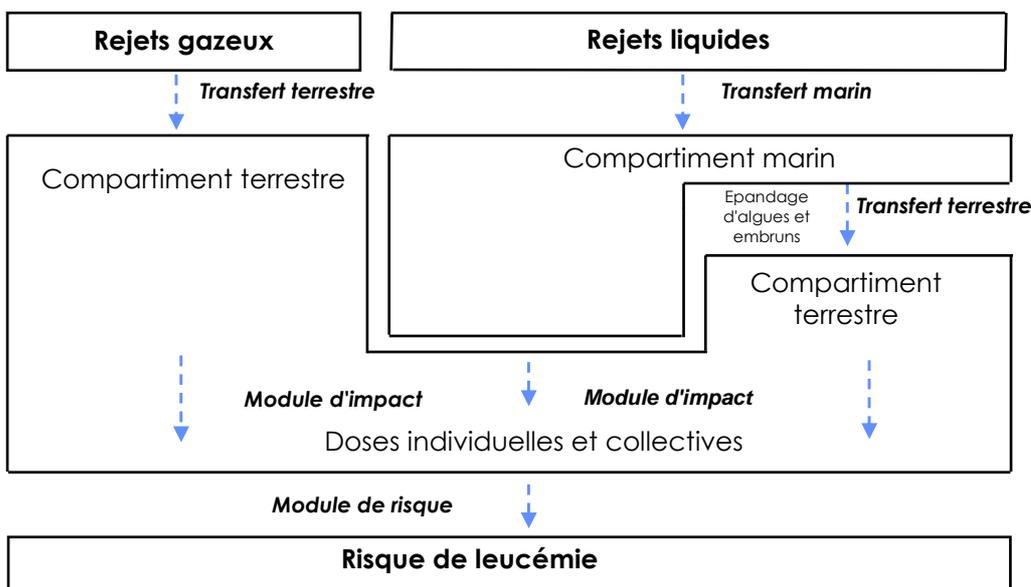


Figure 1 : description générale du calcul de risque

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.

▪ 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 Cogéma 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.

▪ 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.

▪ 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 référence¹. 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.

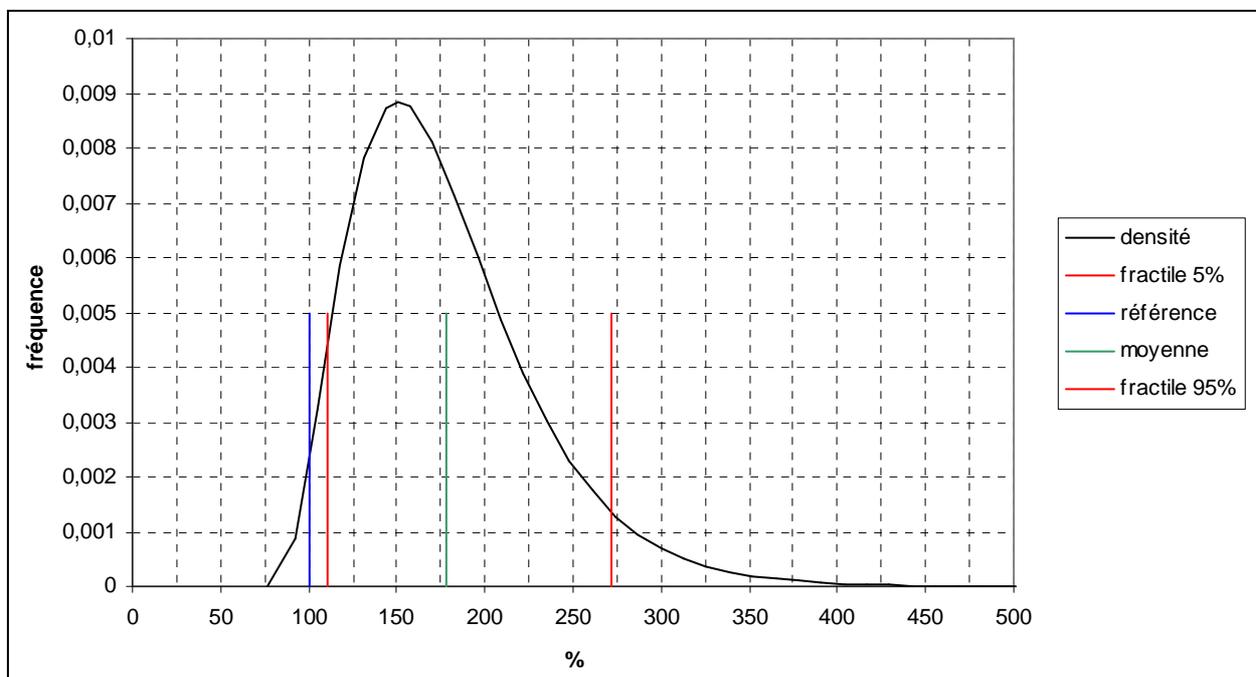


Figure2 : méthode probabiliste - distribution du risque exprimé en % du risque de référence

¹ Risque calculé par le GRNC au cours de sa première mission (0,0009 cas).

▪ 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 possibilité². 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).

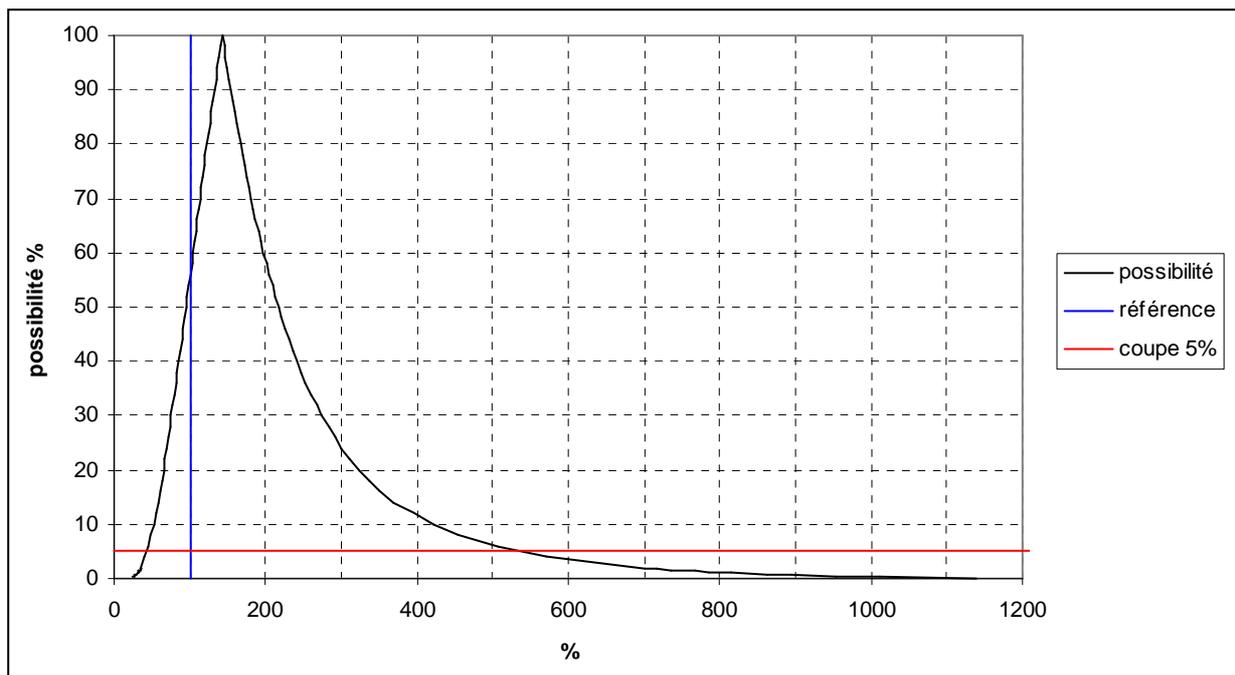


Figure 3 : méthode possibiliste - distribution du risque exprimé en % du risque de référence

² 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.

▪ 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 permettre de proposer des intervalles de variations 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.

TABLE DES MATIERES

1.	CADRE DE L'ETUDE	11
2.	RAPPELS RELATIFS A LA PREMIERE MISSION DU GRNC	12
	2.1. La démarche.....	12
	2.2. Principaux résultats.....	13
3.	METHODOLOGIE	15
	3.1. Démarche générale.....	15
	3.2. Délimitation du champ de l'étude	16
	3.3. Identification des paramètres prépondérants.....	18
	3.4. Distributions de probabilité des paramètres	20
	3.5. Analyse de sensibilité mono-paramétrique.....	21
	3.6. Analyse d'incertitude	21
	3.7. Outils de calcul.....	22
4.	IDENTIFICATION DES PARAMETRES PREPONDERANTS	24
	4.1. Contributions des radionucléides prépondérants.....	24
	4.2. Ingestion de produits alimentaires marins contaminés	25
	4.3. Ingestion de produits alimentaires terrestres contaminés.....	25
	4.4. Ingestion par inadvertance de sable et exposition externe au sable des plages	27
	4.5. Exposition externe aux rejets gazeux.....	27
	4.6. Exposition externe aux dépôts des embruns.....	27
5.	DISTRIBUTIONS DE PROBABILITE DES PARAMETRES	27
6.	ANALYSE DE SENSIBILITE MONO-PARAMETRIQUE	28
	6.1. Indicateur de sensibilité.....	28
	6.2. Intervalles de variation des paramètres.....	28
	6.3. Résultats et analyse.....	28
7.	ANALYSE D'INCERTITUDE	29

7.1. Résultats de la méthode « probabiliste » de Monte-Carlo	29
7.2. Résultats de la méthode « possibiliste »	35
8. CONCLUSION	41
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	42
ANNEXE 1 : LETTRE DE MISSION DU GROUPE RADIOECOLOGIE NORD-COTENTIN	44
ANNEXE 2 : COMPOSITION DU GT « INCERTITUDES »	45
ANNEXE 3 : LA GRANULOMETRIE DES AEROSOLS	48
ANNEXE 4 : AUTOMATISATION DU CALCUL DU RISQUE : PRINCE	49
ANNEXE 5 : COUPLAGE PRINCE-SUNSET	50
ANNEXE 6 : PRINCIPE DU MODELE EMPIRIQUE DE PRINCE	52
ANNEXE 7 : DISTRIBUTIONS DE PROBABILITE DES PARAMETRES RETENUES PAR LE GT « INCERTITUDES »	58
ANNEXE 8 : ANALYSE DES RESULTATS PAR UN LOGICIEL STATISTIQUE	75
ANNEXE 9 : DETAIL DES RESULTATS D'INCERTITUDE PAR PRODUIT, PAR CLASSE D'AGE, PAR VOIE D'ATTEINTE	76
ANNEXE 10 : COMMENTAIRES SUR LES TRAVAUX DU GT « INCERTITUDES »	85

1. CADRE DE L'ETUDE

Dans le cadre d'une première mission qui lui avait été confiée le 24 août 1997 par le Ministre délégué à la Santé et la Ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, le Groupe Radioécologie Nord Cotentin (GRNC) a évalué le risque de leucémie radio-induite dans le Nord Cotentin. Il a rendu ses conclusions en juillet 1999 et en septembre 2000. Le nombre attendu de leucémies en excès pour les jeunes de 0 à 24 ans du canton de Beaumont-Hague exposés aux rejets radioactifs des installations nucléaires du Nord-Cotentin a été estimé à environ 0,002 cas pour la période 1978-1996. Ce nombre est faible en regard de l'incidence de leucémie observée par les études épidémiologiques récentes sur cette période (4 cas observés pour 2 cas attendus).

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 dans le cadre de cette première mission. 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 son ordre de grandeur. 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.

Un groupe de travail de l'IPSN sur les incertitudes a été mis en place dès janvier 2000. Le National Radiological Protection Board (NRPB) ayant déjà conduit des études analogues, a été associé aux travaux de ce groupe. Le 24 juillet 2000, le Ministre délégué à la Santé et la Ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement ont adressé une lettre de mission au GRNC lui demandant de réaliser une analyse de sensibilité et d'incertitude portant sur les paramètres principaux de l'estimation du risque de leucémie attribuable aux installations nucléaires du Nord-Cotentin. En octobre 2000, le groupe de travail a donc été placé sous l'autorité du GRNC et élargi à des experts extérieurs à l'IPSN (associatifs, exploitants, institutionnels).

Un rapport d'étape décrivant la méthodologie employée et l'analyse de sensibilité mono-paramétrique a été remis au Secrétaire d'Etat à la Santé et au Ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement en décembre 2000 [GRNC, 2000a]. Le présent document, qui constitue le rapport principal de l'étude, reprend le rapport d'étape et le complète avec l'analyse d'incertitude. Il rassemble les principaux résultats.

2. RAPPELS RELATIFS A LA PREMIERE MISSION DU GRNC

L'existence d'une tendance à un excès de nouveaux cas de leucémies de 1978 à 1992 dans le canton de Beaumont-Hague chez les jeunes de 0 à 24 ans (4 cas observés pour 1,4 cas attendus) ainsi que le lien suggéré en 1997 avec la consommation des produits de la mer locaux et la fréquentation des plages [Pobel D., Viel J.F., 1997] ont conduit les pouvoirs publics à demander la réalisation d'une analyse radioécologique approfondie permettant d'estimer les expositions radiologiques de la population et d'en déduire les effets attendus sur la santé. Dans ce contexte, l'objectif était d'évaluer le nombre théorique de cas de leucémies attribuables aux INB du Nord-Cotentin ainsi qu'aux autres sources d'exposition (retombées des essais atmosphériques, conséquences de l'accident de Tchernobyl, sources médicales et naturelles) pour une population et une zone géographique déterminées. Ce travail a été réalisé par le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin de 1997 à 1999 [GRNC, 1999].

2.1. La démarche

Pour répondre aux objectifs précédents, quatre groupes de travail avaient été constitués.

Le GT1 a examiné de façon critique les rejets, qu'ils soient de routine ou dus aux incidents et accidents, déclarés par les exploitants des installations nucléaires du Nord-Cotentin et reconstitué, si nécessaire, les données de rejets manquantes.

Le GT2 a rassemblé et interprété les mesures faites dans l'environnement par les différents intervenants (institutionnels et non institutionnels) depuis la mise en service des installations.

Le GT3 a comparé entre eux les modèles de transfert de la radioactivité dans la biosphère et confronté les prévisions de ceux-ci avec les mesures faites dans l'environnement.

Une des missions du GT4 a été d'identifier la population du Nord-Cotentin pertinente du point de vue épidémiologique afin d'évaluer le niveau moyen des expositions auxquelles elle a été ou est soumise du fait des rejets des installations ; le GT4 a évalué également le niveau moyen des expositions reçues du fait des autres sources de rayonnement (naturelles, médicales, retombées des essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère et de l'accident de Tchernobyl) ; enfin, il a estimé le risque correspondant à l'ensemble des expositions considérées.

S'agissant du risque de leucémie, la population considérée est celle des jeunes de 0 à 24 ans ayant habité le canton de Beaumont-Hague entre 1954 et 1996, dénommée ci-après « la cohorte ». Par définition, appartiennent à cette cohorte tous les enfants nés dans le canton à partir de 1954 et y ayant toujours résidé et tous ceux qui y sont arrivés avec leurs parents en raison notamment du développement des activités de l'usine COGEMA de La Hague. La dose calculée, de façon rétrospective, est la dose à la moelle osseuse (organe cible pour le risque de leucémie) qui peut être reçue de deux façons : *ex utero* de 0 à 24 ans et *in utero* par le fœtus. La dose *ex utero* est celle due à l'ensemble des sources d'exposition aux rayonnements. La dose *in utero* est celle due aux seuls rejets de routine des installations nucléaires du Nord-Cotentin. Le risque de leucémie radio-induite est déduit de la dose calculée en utilisant une relation dose-risque sans seuil³ et il est estimé sur la période pour laquelle des données épidémiologiques sont disponibles (1978-1996).

Concernant les sources d'exposition médicale et d'exposition naturelle ainsi que les retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires, les doses sont calculées depuis 1954.

³ La relation dose-risque sans seuil est reconnue au plan international. Le GRNC l'a admise sans analyse critique.

Concernant les installations industrielles du Nord-Cotentin, les doses sont calculées depuis le début des rejets des installations (1966, date de début des rejets de l'usine COGEMA La Hague). Deux approches complémentaires ont été utilisées pour leur calcul :

- l'une consiste, connaissant les concentrations en radionucléides dans l'environnement (déduites pour l'essentiel de mesures), à estimer l'impact sur l'homme compte tenu de sa localisation géographique et de son utilisation de l'environnement,
- l'autre consiste, connaissant les rejets, à estimer l'impact sur l'homme en s'appuyant sur des modèles traduisant les mécanismes de dispersion et de transfert des radionucléides dans l'environnement jusqu'à l'homme.

La première approche a été privilégiée pour les rejets liquides dans le milieu marin car on dispose de nombreuses mesures tandis que la seconde approche a été retenue pour les rejets gazeux car les mesures en milieu terrestre sont en nombre beaucoup plus réduit (cf. Figure 1).

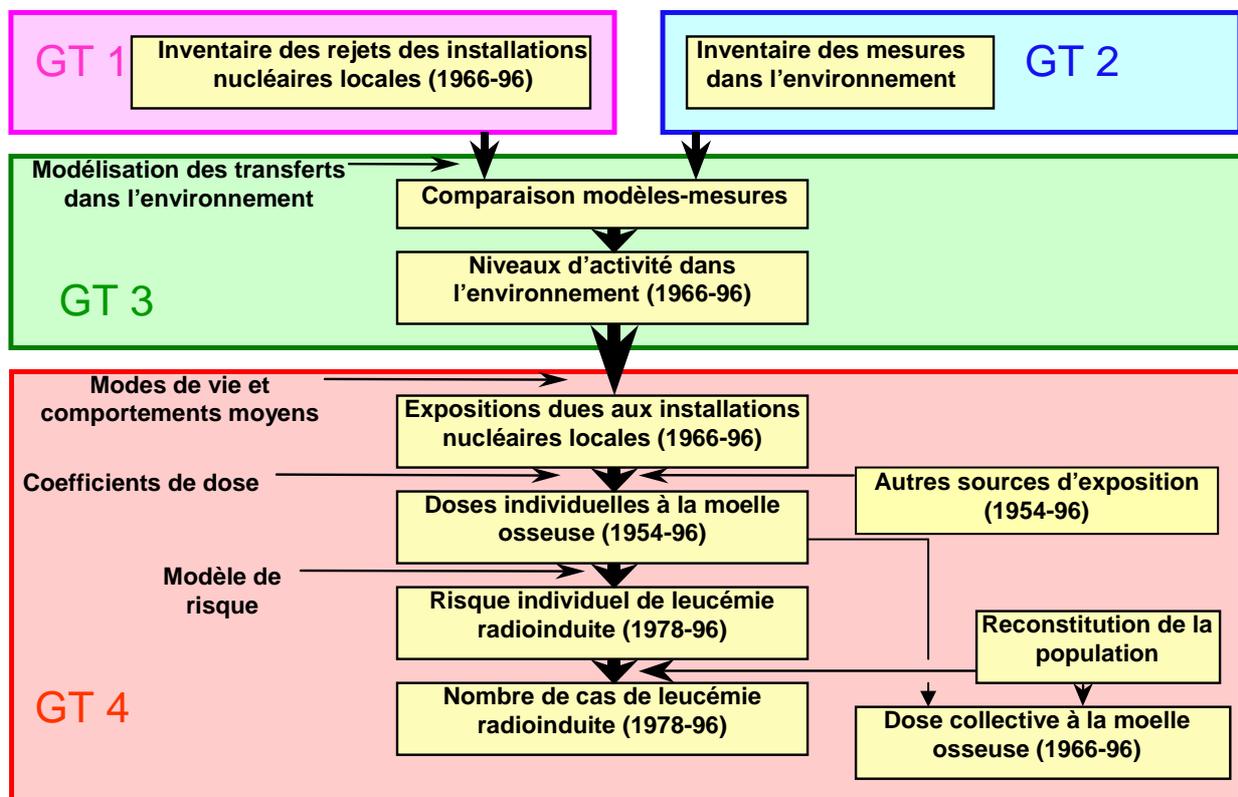


Figure 1 : Démarche du GRNC

2.2. Principaux résultats

Les résultats du GRNC sont rassemblés dans [GRNC, 1999]. Les estimations du nombre de cas de leucémies théoriquement attribuable aux différentes sources d'exposition pour la cohorte apparaissent dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Risque collectif de leucémie, pour la cohorte, attribuable aux différentes sources d'exposition

	Risque collectif (nombre de cas attribuables)
Ex utero	
Installations nucléaires	
• En routine	0,0009
• Incidents, accidents	0,0005 – 0,0012 ⁴
Sources naturelles	0,62
Sources médicales	0,20
Autres (tirs nucléaires, Tchernobyl)	0,01
Total	0,83
In utero	
Installations nucléaires	
• En routine	0,0003

Les résultats du risque collectif de leucémie pour la période 1978-1996 et l'ensemble de la cohorte, dû à l'exposition *ex utero* aux rejets de routine des installations nucléaires du Nord-Cotentin, apparaissent dans la Figure 2⁵. Celle-ci met en évidence la contribution au risque collectif de chacune des voies d'atteinte qui contribuent à plus de 1% du risque collectif.

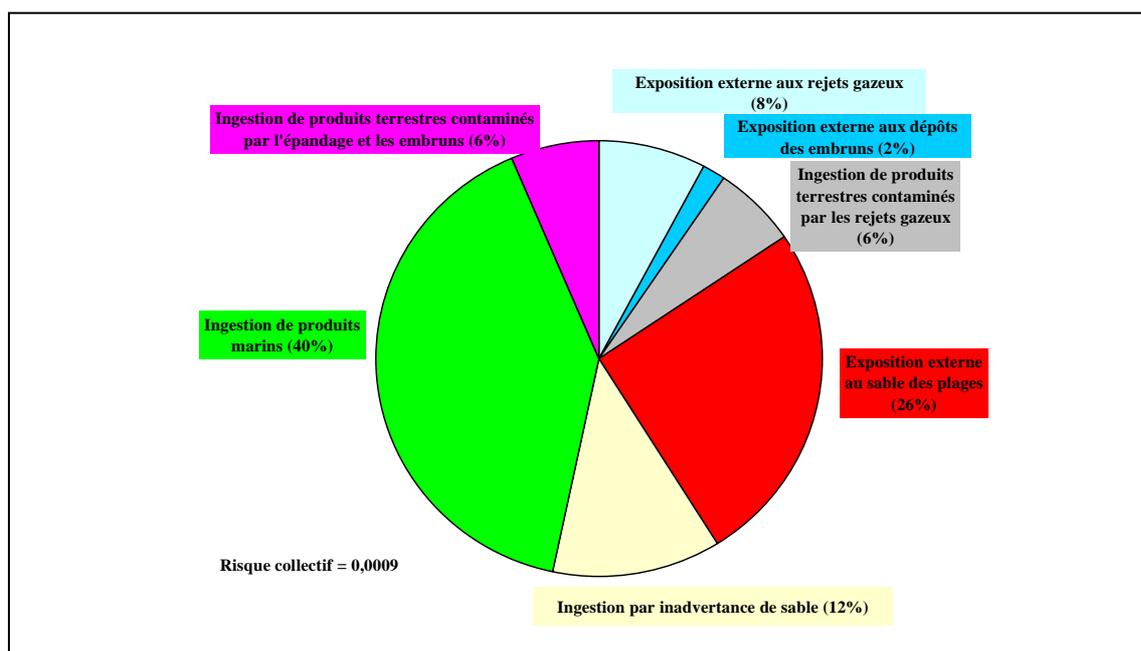


Figure 2 : Contributions des voies d'atteinte au risque collectif dû à l'exposition *ex utero* aux rejets de routine

⁴ Cette valeur est issue de [GRNC, 2000b].

⁵ Dans la suite du document, le risque collectif de leucémie pour la période 1978-1996 et l'ensemble de la cohorte, dû à l'exposition *ex utero* aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin sera appelé « risque collectif ».

3. METHODOLOGIE

3.1. Démarche générale

D'une façon générale, l'incertitude sur le risque collectif a plusieurs origines. Elle provient de l'incertitude sur :

- les paramètres spécifiques des installations nucléaires (par exemple les rejets radioactifs de l'usine Cogéma 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 valeurs de ces paramètres proviennent soit de mesures ou d'enquêtes, soit d'une extrapolation ;
- les paramètres qui font partie intégrante des modèles comme par exemple les coefficients de transfert dans les milieux marin et terrestre. Les valeurs de ces paramètres sont souvent génériques bien que certaines puissent être adaptées à la zone étudiée ;
- les modèles eux-mêmes qui sont une représentation plus ou moins précise de phénomènes complexes ; les modèles peuvent aussi ne pas être totalement adaptés au site étudié.

Dans cette étude, les sources d'incertitude considérées par le GT « Incertitudes », conformément à sa mission, sont celles relatives aux paramètres. En conséquence, les modèles ne sont pas remis en cause. Une fois quantifiées les incertitudes de chacun de ces paramètres, il faut examiner comment elles se combinent pour produire l'incertitude sur le risque. La méthode retenue par le GT « Incertitudes » est 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 ».

Rappelons que dans le domaine des évaluations d'impacts radiologiques, rares sont les études publiées dont les résultats s'accompagnent d'une analyse des incertitudes sur les paramètres et de la quantification de leurs influences sur les résultats. Lorsque de telles études sont réalisées, les paramètres entachés d'incertitude sont peu nombreux (rarement plus d'une dizaine).

Le grand nombre de paramètres intervenant dans la procédure de calcul du risque collectif (plusieurs milliers), exclut que l'incertitude soit évaluée pour chacun d'entre eux. Le GT « Incertitudes » a donc dû limiter le champ de l'étude et identifier les paramètres prépondérants pour lesquels l'incertitude devra être précisée. La démarche requiert plusieurs étapes :

- délimiter le champ de l'étude par rapport à celui couvert dans la première mission du GRNC, par exemple en se limitant aux rejets de routine des installations nucléaires,
- identifier ensuite les paramètres prépondérants (paramètres relatifs aux rejets, au mode de vie, paramètres de transfert, ...) dans le calcul du risque collectif. A partir du travail réalisé par le GRNC lors de sa première mission, le GT « Incertitudes » doit identifier les radionucléides prépondérants pour lesquels il est nécessaire de déterminer l'incertitude qui leur est associée parmi l'ensemble des radionucléides (32 dans les rejets gazeux et 71 dans les rejets liquides),
- déterminer pour chaque paramètre sa gamme de variation et réaliser une analyse de sensibilité. Pour chaque paramètre dont on connaît l'intervalle de variation, on calcule la variation correspondante du risque collectif, les autres paramètres étant fixés à la valeur qui avait été utilisée par le GRNC dans le cadre de sa première mission. L'analyse de sensibilité

permet alors d'identifier les paramètres les plus sensibles, c'est-à-dire ceux dont la variation induit une variation importante du risque collectif⁶.

L'analyse d'incertitude constitue la dernière phase du travail demandé au GT « Incertitudes ». La quantification de l'incertitude sur le risque collectif se déduit des incertitudes sur les paramètres incertains prises toutes ensemble. Les paramètres considérés pour l'analyse d'incertitude sont les paramètres jugés les plus sensibles.

3.2. Délimitation du champ de l'étude

3.2.1. Population ciblée : la cohorte

Par définition de la cohorte, les individus qui la constituent ne présentent pas de modes de vie particuliers. En ce sens, ils sont considérés comme des individus « moyens » au sein de leur classe d'âge. Les paramètres de mode de vie (régimes alimentaires, taux d'autoconsommation, budgets temps, facteurs de protection apportés par l'habitat, quantités de sable, terre et eau de mer ingérées par inadvertance) ont pour la plupart été fixés à des valeurs réalistes par le GRNC lors de sa première mission. Le choix des intervalles de variation et des distributions de probabilité afférents à ces paramètres devra donc tenir compte du fait qu'il s'agit d'individus « moyens ».

3.2.2. Focalisation sur le risque *ex utero* associé aux rejets de routine

L'étude présente ne traite que du risque collectif de leucémie *ex utero* associé aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin (0,0009 cas sur la période considérée).

L'incertitude sur la contribution au risque collectif des incidents et accidents des installations nucléaires (notamment le percement de la conduite de rejet en mer survenu en 1979-1980 et l'incendie du silo de déchets du 6 janvier 1981, pour l'usine de retraitement de La Hague) n'a pas été considérée. Les conséquences du percement de la conduite ont fait l'objet en l'an 2000 d'une ré-analyse par un groupe de travail approprié [GRNC, 2000b]. Cette ré-analyse aboutit à multiplier au plus par un facteur deux le risque lié aux incidents et accidents. Elle montre par ailleurs la difficulté à évaluer les conséquences d'un incident ou d'un accident datant de plus de vingt ans. Une étude d'incertitude spécifique ne semble donc pas utile dans le cas présent.

L'incertitude sur le risque *in utero* n'est pas considérée dans ce travail. Dans son rapport, le GRNC avait souligné le caractère provisoire des modélisations utilisées pour le calcul du risque *in utero* [GRNC, 1999]. Il faudra donc vraisemblablement revenir sur l'évaluation effectuée avant d'envisager une étude d'incertitude sur ce point.

3.2.3. Coefficients de dose et modèles de quantification du risque fixés

Pour les calculs de dose et de risque, le GRNC a utilisé des modèles basés sur les meilleures connaissances scientifiques, adoptés au plan international et donnant lieu à des analyses critiques et à des évolutions en fonction des nouvelles connaissances acquises. Il n'entrait pas dans le cadre de la mission du GRNC de les remettre en cause. Ceci aurait impliqué un travail de recherche qui n'entre pas dans les missions fixées au GRNC. Il faut souligner également que les valeurs fournies dans la littérature internationale ne sont pas accompagnées d'incertitudes bien que des réflexions sur ce sujet soient en cours notamment au sein de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR).

Les coefficients de dose permettent de passer des activités présentes dans l'environnement ou dans les produits alimentaires aux doses. Le GRNC a utilisé les valeurs de référence proposées

⁶ Ceci n'exclut pas de garder d'autres paramètres que l'on jugerait important de voir figurer dans l'analyse d'incertitude ultérieure.

par le Oak Ridge National Laboratory pour l'exposition externe [Eckerman and Ryman, 1993] et par la CIPR pour l'exposition par ingestion et par inhalation [CIPR, 1998]. Il n'existe pas actuellement de document agréé au plan scientifique sur les incertitudes qui accompagnent le processus d'évaluation des coefficients de dose. Pour cette raison, il a été décidé de ne pas introduire d'incertitude sur les coefficients de dose.

Pour la quantification du risque, deux modèles ont été utilisés par le GRNC : le modèle du rapport V du BEIR [BEIR, 1990] et le modèle du rapport de l'UNSCEAR de 94 [UNSCEAR, 1994] qui peuvent être considérés tous deux comme les meilleurs modèles actuellement disponibles et font l'objet d'un consensus international. Pour cette raison, il a été décidé de ne pas introduire d'incertitude sur les coefficients de risque.

3.2.4. Modèle d'exposition aux embruns fixé

Le déplacement des embruns vers la terre sous l'action du vent contribue à exposer les individus de quatre façons : par inhalation, par ingestion de produits contaminés à la suite du dépôt des embruns sur le sol, par exposition externe aux embruns dans l'air et aux dépôts des embruns. Le modèle TORIMA utilisé par le NRPB et développé par AEA Technology [Howarth J.M., Eggleton A.E., 1982] permet de calculer l'activité de l'air et du sol à partir de l'activité de l'eau de mer. Une discussion détaillée du modèle et de ses limites est donnée dans [GRNC, 1999] où il est souligné que « l'utilisation de TORIMA dans le cas du site de La Hague doit être faite avec beaucoup de prudence et la quantification des doses associées à cette voie d'exposition doit être mise en perspective des nombreux éléments d'incertitude présentés ». Le GRNC, en l'absence d'autres modèles et sans informations permettant la quantification des incertitudes, avait décidé de conserver telles que les valeurs des paramètres utilisés dans le modèle TORIMA. Le GT « Incertitudes » a fait de même.

3.2.5. La granulométrie des aérosols

La question a été posée de la vraisemblance du choix fait pour la taille des particules présentes dans le panache des rejets gazeux. Cette taille est conventionnellement fixée à 1 µm alors qu'elle est en réalité plus proche de 0,1 µm que de 1 µm pour les rejets atmosphériques de l'usine Cogéma La Hague. L'annexe 1 montre que ce choix n'entraîne pas une modification du risque collectif. En conséquence, il n'est pas indispensable pour l'analyse d'incertitude de modifier les valeurs des paramètres concernés par la granulométrie des aérosols dans la procédure de calcul du GRNC.

3.2.6. Les filiations radioactives

Les calculs du GRNC concernant le transfert des rejets dans l'environnement ne tiennent pas compte des radionucléides qui sont des descendants par filiation radioactive des radionucléides rejetés. Les activités calculées sont théoriquement inférieures à celles que l'on obtiendrait s'il était tenu compte des descendants. La comparaison activités mesurées / activités calculées mise en œuvre par le GT3 du GRNC a permis cependant d'apprécier de façon globale des écarts qui sont dus à de nombreuses incertitudes et phénomènes oubliés ou négligés, dont celui des filiations radioactives et a permis au GRNC, dans le cadre de sa première mission, de corriger en conséquence les activités calculées.

Une prise en compte rigoureuse des filiations radioactives nécessiterait une étude à part entière. A ce stade, les filiations radioactives ne sont pas prises en compte.

En conclusion, le Tableau 2 rappelle de façon synthétique le cadre de la présente étude conduite par le GT « Incertitudes ».

Tableau 2 : Choix du GT "Incertitudes"

Population	La cohorte des jeunes de Beaumont-Hague
Risque de leucémie	Ex utero
Source d'exposition	Les rejets de routine de l'usine COGEMA La Hague et de la centrale EDF de Flamanville
Coefficients de dose	Fixés
Modèles de risque	UNSCEAR 94 et BEIR V fixés
Modèle de dispersion des embruns	TORIMA fixé
Granulométrie des aérosols	Fixée à 1µm
Filiations radioactives	Non prises en compte

3.3. Identification des paramètres prépondérants

3.3.1. Méthodologie

La sélection des paramètres prépondérants a été effectuée en examinant les différentes étapes du transfert jusqu'à l'homme. Deux approches sont possibles pour modéliser les incertitudes associées aux activités des radionucléides dans les compartiments du domaine marin et terrestre. L'approche analytique implique de connaître les distributions des valeurs des différents paramètres intervenant à chacune des étapes du calcul (activités rejetées, facteurs de transfert). L'approche agrégée consiste à déterminer les incertitudes sur les activités à partir de mesures d'activités dans l'environnement ; en effet, la mesure d'activité dans un compartiment de l'environnement intègre la variabilité des phénomènes intervenant en amont. Le choix du GRNC a été de privilégier l'approche agrégée dès lors qu'il y avait suffisamment de mesures. Aussi, dans le domaine marin, comme il existe de nombreuses mesures d'activité dans les compartiments du milieu marin du Nord-Cotentin, le groupe de travail a opté pour l'approche agrégée. Au contraire, dans le domaine terrestre on dispose de peu de mesures, aussi les incertitudes sur les activités dans les compartiments du milieu terrestre ont été déduites de celles des rejets amplifiées éventuellement par les incertitudes relatives aux paramètres de transfert.

3.3.2. Critères

Les 16 voies d'atteinte prises en compte par le GRNC sont les suivantes :

- Ingestion de produits marins contaminés,
- Ingestion de produits terrestres contaminés par les rejets gazeux,
- Ingestion de produits terrestres contaminés par les embruns,
- Ingestion de produits terrestres contaminés par l'épandage d'algues,
- Ingestion par inadvertance de sable,

- Exposition externe au panache (rejets gazeux),
- Exposition externe au sable des plages,
- Exposition externe aux dépôts des embruns sur le sol,

- Ingestion par inadvertance d'eau de mer,
- Ingestion par inadvertance de sol contaminé par les rejets gazeux,
- Ingestion par inadvertance de sol contaminé par les embruns,
- Exposition externe aux dépôts des rejets gazeux sur le sol,
- Exposition externe par immersion dans l'eau (baignade),
- Exposition externe au panache (embruns),
- Inhalation des rejets gazeux,
- Inhalation des embruns.

Un radionucléide au sein d'une voie d'atteinte est considéré comme prépondérant si sa contribution au risque collectif est supérieure à 0,5% (soit en absolu, supérieure à $4,5 \cdot 10^{-6}$). Ce seuil de 0,5% permet d'éviter une perte importante en termes de risque collectif quand on somme les contributions au risque collectif des radionucléides ainsi retenus. Au sens de ce critère, seuls 23 radionucléides restent à considérer. Ils contribuent, toutes voies d'atteinte confondues, à 95% du risque collectif. A titre d'exemple, on donne dans la Figure 3 le résultat de la démarche pour l'ingestion de produits marins.

Un paramètre de transfert ou de mode de vie au sein d'une voie d'atteinte est considéré comme prépondérant si sa contribution au risque collectif est supérieure à 0,15% (soit en absolu, supérieure à $1,5 \cdot 10^{-6}$). Appliquer un seuil de 0,5% identique à celui défini pour les radionucléides conduit à ne pas considérer un grand nombre de paramètres de transfert (tels que les teneurs en carbone, en eau, etc. dans les produits alimentaires) dont la somme des contributions (toutes inférieures à 0,5%) n'est finalement pas négligeable. Un seuil de 0,15% pour la sélection des paramètres constitue un bon compromis entre la contribution au risque collectif qui ne sera pas prise en compte du fait des paramètres non prépondérants qui restent affectés à leur valeur de référence⁷ et le nombre de paramètres prépondérants pour lesquelles il convient d'évaluer les incertitudes. A titre d'exemple, on donne dans la Figure 3 la démarche suivie pour les différentes voies d'atteinte.

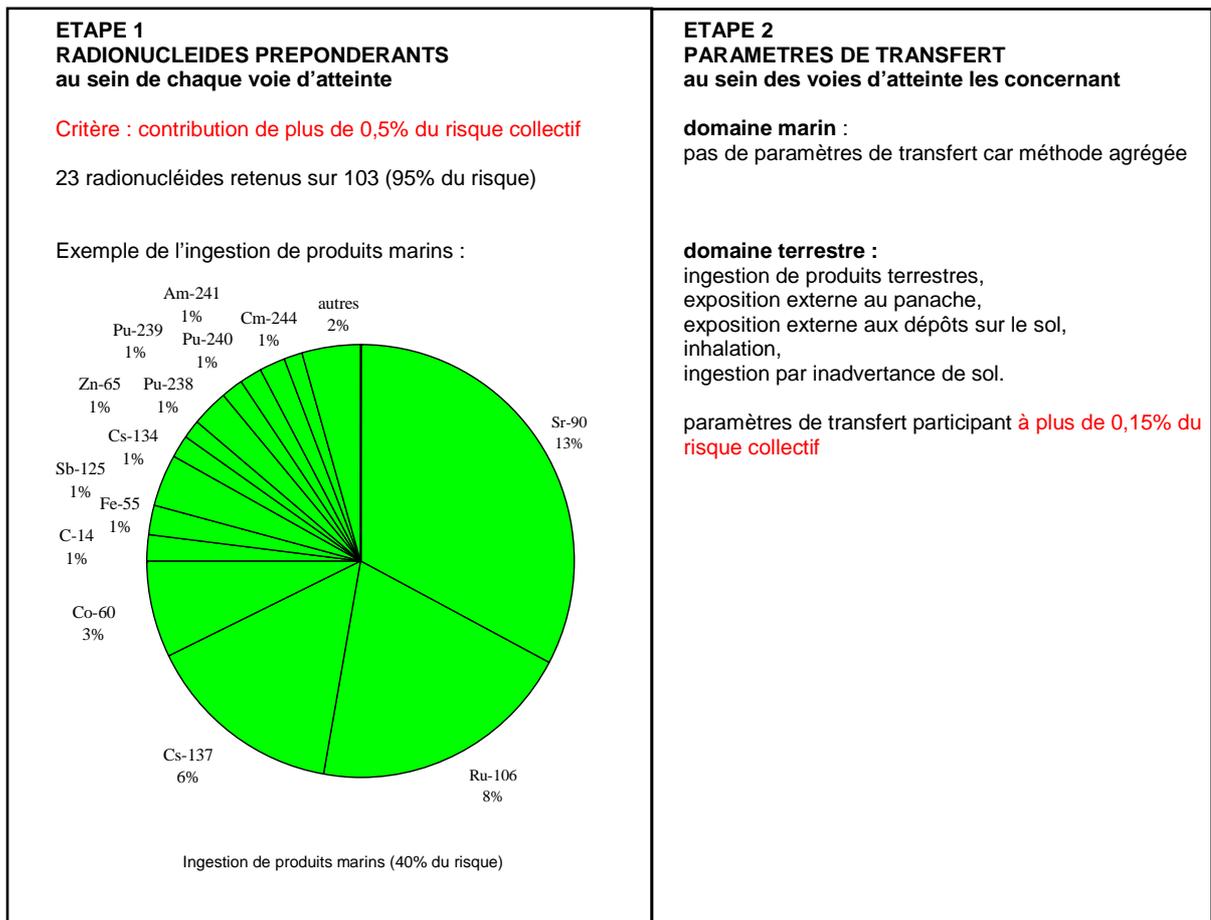


Figure 3 : Illustration du mode de sélection des paramètres prépondérants

⁷ Valeur utilisée par le GRNC dans le cadre de sa première mission.

3.4. Distributions de probabilité des paramètres

Les paramètres retenus sont ceux qui ont été identifiés comme prépondérants.

3.4.1. Mode de détermination des distributions

Dans la littérature scientifique, il existe peu de distributions recommandées pour les paramètres des modèles de transfert ni a fortiori pour les paramètres spécifiques du lieu de rejet et des populations exposées (activités rejetées, activités dans la biosphère, ou modes de vie par exemple).

Quand pour un paramètre des mesures existent en nombre, un travail statistique accompagné de jugements d'expert permet de définir sa distribution de probabilité. Quand les mesures sont insuffisantes, ce sont alors les jugements d'experts tenant compte des spécificités locales et de la littérature qui permettent de construire la distribution du paramètre en déterminant d'abord les bornes minimum et maximum (intervalle de variation) de la distribution puis en choisissant la loi de probabilité qui semble la mieux adaptée (loi normale, lognormale, triangulaire ou uniforme).

Pour la détermination de l'intervalle de variation d'un paramètre, trois cas peuvent se présenter :

- les bornes inférieure et supérieure de l'intervalle de variation sont connues,
- on connaît leurs ordres de grandeur,
- on ne dispose que d'éléments qualitatifs.

Dans les deux premiers cas, l'information requise vient soit de connaissances propres au site de La Hague qui sont utilisées en priorité, soit de la littérature internationale. Dans le troisième cas, l'intervalle de variation est fixé par jugement d'expert.

La valeur de chaque paramètre a été établie au cours de la première mission du GRNC à la suite d'une analyse des données spécifiques du site et de discussions entre les experts du GRNC. Elle peut être considérée comme la meilleure estimation possible (« best estimate »). La question est de savoir comment l'intervalle de variation se positionne par rapport au « best estimate ».

Pour la plupart des paramètres prépondérants, l'intervalle de variation contient bien le « best estimate ». Pour quelques paramètres, une approche majorante en termes de risque a été retenue par le GRNC et le « best estimate » est délibérément très élevé (ou très faible selon le sens de la relation entre le paramètre et le risque collectif). Dès lors, le « best estimate » peut constituer la borne supérieure (ou la borne inférieure) de l'intervalle.

Lorsque l'intervalle de variation contient le « best estimate », la largeur de l'intervalle est susceptible de deux interprétations :

- selon la première interprétation, la largeur de l'intervalle est représentative de toute la variabilité des données ayant servi à construire le « best estimate ». Pour illustrer ce propos, le « best estimate » de l'activité massique d'un radionucléide dans les poissons repose sur l'ensemble des mesures d'activité massique faites en divers lieux, à divers moments, pour divers poissons. La variabilité des mesures est représentative de la variabilité spatiale, temporelle et inter espèces ; en conséquence l'intervalle de variation sera très large.
- selon la seconde interprétation, le minimum et le maximum de l'intervalle traduisent la variation de moyennes de mesures, moyennes à partir desquelles le « best estimate » du GRNC a été construit, et en conséquence l'intervalle ainsi défini est alors inclus dans l'intervalle de variation précédent.

L'approche réaliste retenue par le GRNC pour définir les « best estimates » a consisté à privilégier les données locales aux données nationales ou internationales, des activités dans l'environnement plutôt moyennes qu'extrêmes, des modes de vie plutôt moyens que particuliers pour tenir compte

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 Cogéma La Hague dès 1966, donc sur une longue période. Cette approche pousse à construire les intervalles de variation selon la seconde interprétation.

3.4.2. Dépendances entre les paramètres

En pratique, l'attribution d'une loi de probabilité à chacun des paramètres incertains est une tâche délicate, à laquelle une difficulté supplémentaire vient s'ajouter quand il faut mettre en oeuvre la méthode probabiliste de Monte Carlo : la nécessité d'identifier les dépendances éventuelles entre les paramètres incertains afin de générer la loi conjointe (i.e. la loi de l'ensemble des paramètres incertains). En effet, ces dépendances influent fortement sur la distribution du risque calculé et en particulier sur les valeurs extrêmes.

Ces dépendances qui s'expriment en cas de dépendances binaires à l'aide de coefficients de corrélation sont souvent difficiles à quantifier, même quand les dépendances sont faciles à repérer.

3.5. Analyse de sensibilité mono-paramétrique

3.5.1. Objectif

L'analyse de sensibilité mono-paramétrique a pour objectif d'identifier, parmi les paramètres jugés prépondérants, ceux dont la variation conduit à une forte variation du risque collectif. Ces paramètres considérés comme les plus sensibles seront ensuite utilisés dans l'analyse d'incertitude. Pour chaque paramètre prépondérant, il s'agit de faire varier sa valeur dans un intervalle défini, les valeurs des autres paramètres restant identiques à celles fixées par le GRNC lors de sa première mission, et à évaluer la répercussion de cette variation sur le risque collectif calculé. Dans cette approche mono-paramétrique, deux calculs doivent être réalisés pour chaque paramètre prépondérant, l'un pour son minimum, l'autre pour son maximum.

L'approche mono-paramétrique est facile à mettre en oeuvre. Elle présente cependant des inconvénients réels dans la mesure où elle ne permet pas de prendre en compte les dépendances entre les différents paramètres et les interactions qu'imposent les équations des modèles (interactions dues à des multiplications de paramètres). Une analyse simpliste des résultats de l'analyse de sensibilité pourrait ainsi conduire à exclure de la liste des paramètres sensibles un paramètre qui serait apparu sensible si ses dépendances et ses interactions avec d'autres paramètres avaient été prises en compte.

3.5.2. Les paramètres à considérer pour l'analyse

Les paramètres retenus pour réaliser l'analyse de sensibilité mono-paramétrique sont ceux qui interviennent dans les modèles mis en oeuvre pour calculer le risque collectif pour les voies d'atteinte, les radionucléides et les produits alimentaires (dans le cas de l'ingestion) qui ont été identifiés comme prépondérants.

3.6. Analyse d'incertitude

L'incertitude sur le risque collectif résulte du fait que les paramètres et les modèles utilisés pour le calcul sont entachés d'incertitude. L'analyse d'incertitude consiste donc à établir un cadre formel permettant de propager les incertitudes sur les paramètres et les modèles afin d'évaluer l'incertitude associée au risque collectif.

La méthode retenue par le GT « Incertitudes » est la méthode « probabiliste ». Cette méthode est classique. Elle consiste à modéliser les paramètres incertains par des variables aléatoires auxquelles sont associées des distributions de probabilité. Ces distributions de probabilité peuvent

être établies à partir d'observations quand ces dernières sont nombreuses, sinon elles sont définies en s'appuyant sur la littérature et sur des jugements d'experts (cf. §5). La méthode probabiliste nécessite d'établir la distribution conjointe de l'ensemble des paramètres incertains. En pratique celle-ci n'est pas accessible, certaines hypothèses sont donc nécessaires pour établir cette distribution conjointe. La démarche généralement utilisée pour générer la distribution conjointe consiste à supposer l'indépendance entre les paramètres incertains dès lors que des corrélations fortes n'ont pas été identifiées. La distribution du risque collectif est alors l'image par les équations des modèles de calcul du risque de cette distribution conjointe (on applique les équations aux variables aléatoires).

Dans le cas présent, l'obtention analytique de la distribution du risque collectif est impossible à établir car le calcul de risque fait intervenir un grand nombre d'équations. Les caractéristiques de cette distribution (moyenne, écart type, fractiles, ...) ne peuvent également pas être déterminées explicitement. Pour cette raison, il est nécessaire d'avoir recours à une simulation numérique (dite de Monte-Carlo) pour estimer la distribution du risque ainsi que ses principales caractéristiques (moyenne, écart type, fractiles 5% et 95%). La simulation de Monte-Carlo consiste à générer un échantillon assez grand de valeurs pour les paramètres incertains et à effectuer les calculs de risque correspondants. On obtient ainsi une distribution empirique pour le risque qui permet d'estimer les principales caractéristiques de la distribution théorique du risque. Cette méthode a l'avantage d'être très simple à mettre en œuvre : il suffit d'exécuter le logiciel de calcul de risque (PRINCE) un certain nombre de fois. En particulier, cette méthodologie permet d'utiliser le logiciel de calcul de risque en *boîte noire*.

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 ».

3.7. Outils de calcul

La procédure de calcul de risque du GRNC n'étant pas automatisée, un programme de calcul automatisé réutilisant les modèles du GRNC, dénommé PRINCE (Programme de calcul de Risque du Nord-Cotentin), a été conçu [Giraud J., 2000]. Il est présenté en annexe 2. Dans PRINCE, toutes les valeurs des paramètres intervenant dans les équations des modèles sont accessibles et peuvent être modifiées. PRINCE est utilisé en particulier pour l'analyse de sensibilité mono-paramétrique.

Pour l'analyse d'incertitude par la méthode probabiliste Monte-Carlo, le logiciel PRINCE a été couplé à un logiciel de calcul d'incertitude, le logiciel SUNSET, qui réalise les tirages aléatoires des valeurs des paramètres dans leurs distributions de probabilité respectives [Raimbault Th., 2001]. Le couplage de PRINCE avec SUNSET est présenté en annexe 5. Le logiciel ainsi obtenu, dénommé « PRINCE en mode batch », fournit la distribution de probabilité du risque collectif.

Afin d'avoir une bonne lisibilité du résultat obtenu par la méthode probabiliste (résultats de risque par voie d'atteinte, classe d'âge, produit), un modèle empirique de PRINCE a été développé à l'aide du logiciel « PRINCE en mode batch ». Le modèle empirique de PRINCE reprend l'ensemble des équations utilisées pour le calcul de risque collectif dans lesquelles interviennent des paramètres incertains. La seule différence avec PRINCE est que ces équations sont appliquées à des composants élémentaires de risque (cf. Figure 4).

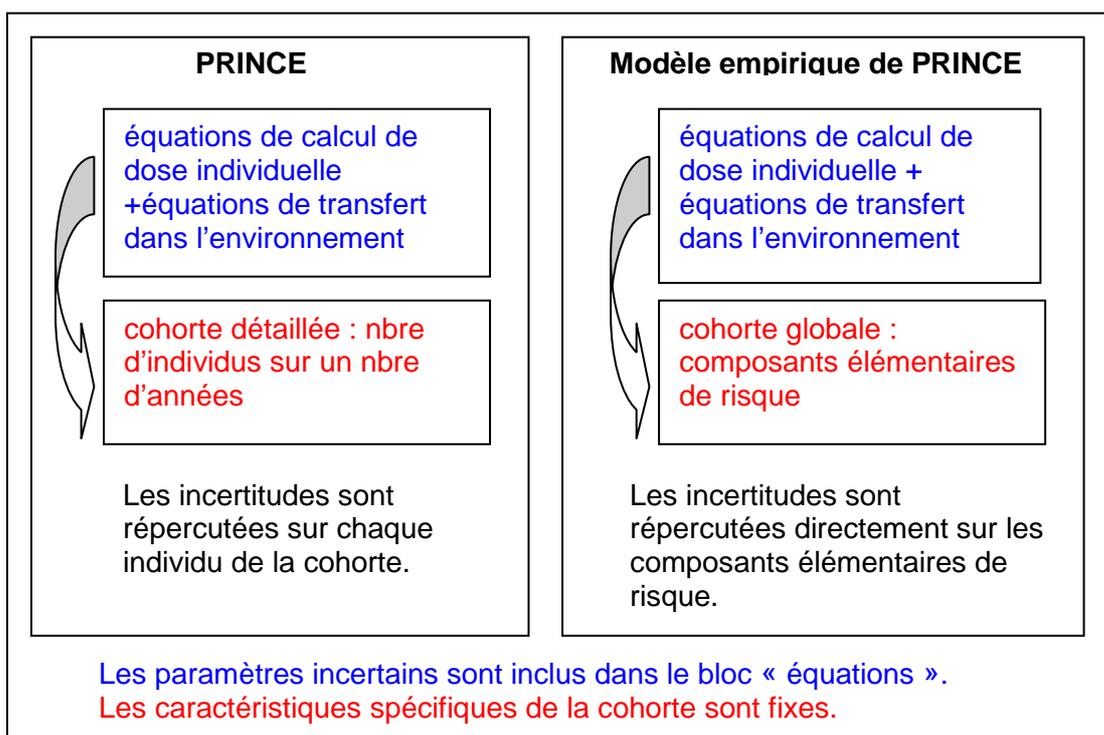


Figure 4 : principe de fonctionnement de PRINCE et du modèle empirique de PRINCE

Un composant élémentaire de risque se définit comme étant la contribution au risque collectif d'un radionucléide pour une classe d'âge, une voie d'atteinte et éventuellement un produit (dans le cas de l'ingestion). Le principe de construction de ce modèle est présenté en annexe 6 et décrit plus en détail dans [Chojnacki E., Merle-Szérémeta A., 2001] et dans [GRNC, 2002b]. Le modèle empirique de PRINCE est aussi utilisé pour mettre en œuvre les calculs d'incertitude par la méthode « possibiliste » (cf. Figure 5).

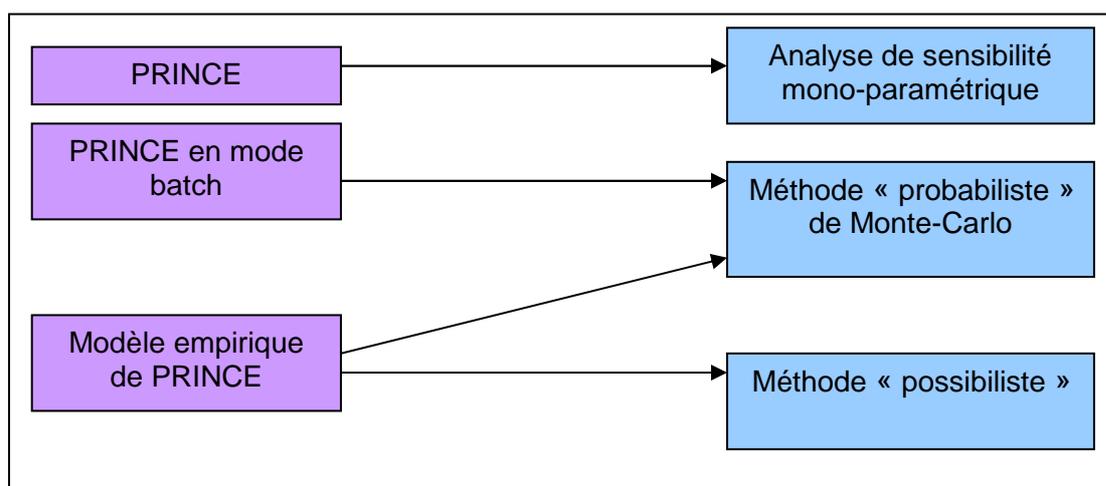


Figure 5 : lien entre les outils de calcul et les méthodes d'analyse d'incertitude

4.2. Ingestion de produits alimentaires marins contaminés

La contribution de l'ingestion de produits marins correspond à 40% du risque collectif. L'ingestion de poissons représente la moitié (51%) du risque par ingestion de produits marins, celle de crustacés 33% et celle de mollusques 16%.

Comme expliqué au paragraphe 3.3.2, il n'a pas été nécessaire d'étudier l'incertitude relative aux paramètres de transfert pour les trois produits marins (poissons, mollusques, crustacés) car l'incertitude sur les activités massiques de ces produits déterminée à partir des mesures (cf. méthode agrégée) intègre les incertitudes des phénomènes intervenant en amont.

Pour les poissons, les crustacés et les mollusques, les paramètres prépondérants sont les activités massiques de 1966 à 1996 pour les radionucléides identifiés sur la Figure 6, les consommations pour les classes d'âge 0-2 ans, 3-7 ans, 8-12 ans, 13-17 ans, 18-24 ans ainsi que le taux d'autoconsommation.

4.3. Ingestion de produits alimentaires terrestres contaminés

La contribution de l'ingestion de produits terrestres correspond à 12% du risque collectif.

La contribution de l'ingestion de produits terrestres contaminés par les rejets gazeux au risque collectif est de 6 % (cf. Figure 6). La contribution de l'ingestion de produits alimentaires terrestres contaminés par les embruns et celle de l'ingestion de produits alimentaires terrestres contaminés par l'épandage d'algues sont toutes deux égales à 3 % ; elles apparaissent regroupées sur la Figure 6.

L'identification des paramètres de transfert prépondérants (ceux dont la contribution au risque collectif est supérieure à 0,15%) est basée sur les résultats présentés dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Contributions des couples (produits terrestres, radionucléides) au risque collectif

	Produits terrestres contaminés par les rejets gazeux		Produits terrestres contaminés par les embruns		Produits terrestres contaminés par l'épandage d'algues	
	H-3	C-14	Sr-90	Ru-106	Sr-90	Tc-99
Légumes-feuilles	-	-	0,3%	0,15%	0,3%	0,6%
Légumes-fruits	-	0,3%	-	-	-	-
Légumes-racines	0,2%	1,2%	0,2%	-	1,3%	-
Céréales	-	-	-	-	-	-
Viande de bœuf	-	0,3%	-	-	-	-
Viande de porc	-	0,4%	-	-	-	-
Volaille	-	0,3%	-	-	-	-
Viande de mouton	-	-	-	-	-	-
Œufs	-	0,2%	-	-	-	-
Lait de vache	0,5%	1,9%	1,5%	-	-	-
Produits laitiers	-	-	0,6%	-	-	-
Cidre	-	0,3%	-	-	-	-
Confiture	-	-	-	-	-	-

Les paramètres prépondérants sont brièvement listés ci-après pour les rejets gazeux, les embruns et l'épandage d'algues.

4.3.1. Ingestion de produits terrestres contaminés par les rejets gazeux

Les paramètres prépondérants sont l'activité rejetée dans l'atmosphère de 1966 à 1996 pour le tritium et le carbone 14, le coefficient de transfert atmosphérique, la teneur en carbone de l'air, l'humidité atmosphérique absolue de l'air à saturation, l'humidité atmosphérique relative de l'air.

Pour les légumes-fruits, les légumes-racines, la viande de bœuf, la viande de porc, la viande de volaille, les œufs, le lait de vache, il s'agit de leur teneur en carbone, de la consommation pour les classes d'âge 0-2 ans, 3-7 ans, 8-12 ans, 13-17 ans, 18-24 ans, du taux d'autoconsommation, de la durée de consommation du produit frais.

Pour les légumes-racines et le lait de vache, il s'agit de leur teneur en eau.

Pour le cidre, il s'agit du coefficient de transformation dû au procédé de fabrication pour le carbone, de la consommation pour les classes d'âge 0-2 ans, 3-7 ans, 8-12 ans, 13-17 ans, 18-24 ans, du taux d'autoconsommation et de la durée de consommation du produit frais.

Compte tenu des périodes radioactives du tritium et du carbone 14 (respectivement 12,35 ans et 5730 ans), le choix de la valeur de la durée de stockage n'a aucune influence sur le résultat [Merle-Szérémeta A., Rommens C., 1999]. La durée de stockage n'est donc pas considérée.

4.3.2. Ingestion de produits terrestres contaminés par les embruns

Les paramètres prépondérants sont l'activité volumique de l'eau de mer de 1966 à 1996 pour le strontium 90 et le ruthénium 106, la masse volumique du sol sec, la constante de décroissance par migration dans le sol du strontium, la constante de décroissance biomécanique du ruthénium pour les légumes-feuilles, le facteur de translocation du ruthénium pour les légumes-feuilles, le facteur de transfert au lait de vache du strontium, le coefficient de transformation dû au procédé de fabrication des produits laitiers pour le strontium.

Pour l'herbe, le foin, le maïs d'ensilage, les légumes-feuilles et les légumes-racines, il s'agit du rapport de captation par temps sec, de la constante de décroissance biomécanique du strontium, du temps de croissance du végétal total, du rendement cultural, du facteur de translocation du strontium, du facteur de transfert sol-plante du strontium, de la profondeur de l'horizon racinaire.

Pour la vache, il s'agit de la consommation moyenne annuelle d'herbe, de foin, de maïs d'ensilage et de sol.

Pour les légumes-feuilles, les légumes-racines, le lait de vache et les produits laitiers, il s'agit de la consommation pour les classes d'âge 0-2 ans, 3-7 ans, 8-12 ans, 13-17 ans, 18-24 ans, du taux d'autoconsommation et de la durée de consommation du produit frais.

Compte tenu des périodes radioactives du strontium 90 et du ruthénium 106 (respectivement 30 ans et 1 an), le choix de la valeur de la durée de stockage n'a aucune influence sur le résultat [Merle-Szérémeta A., Rommens C., 1999]. Pour ces deux radionucléides, la durée de stockage n'est donc pas considérée.

Compte tenu du fait que la contamination des légumes-feuilles par le ruthénium 106 se fait principalement par transfert foliaire [Merle-Szérémeta A., 2001b], le facteur de transfert sol-plante pour les légumes-feuilles et la constante de décroissance par migration dans le sol ne sont pas considérés pour le ruthénium.

Rappelons que les paramètres du modèle TORIMA sont figés.

4.3.3. Ingestion de produits terrestres contaminés par l'épandage d'algues

Les paramètres prépondérants sont l'activité des algues de 1966 à 1996 pour le strontium 90 et le technétium 99, la constante de décroissance par migration dans le sol du strontium et du technétium, le facteur de transfert sol-plante du technétium pour les légumes-feuilles, la masse volumique du sol sec.

Pour les légumes-feuilles et les légumes-racines, il s'agit du taux d'épandage des algues, du facteur de transfert sol-plante du strontium, de la profondeur de l'horizon racinaire, de la consommation pour les classes d'âge 0-2 ans, 3-7 ans, 8-12 ans, 13-17 ans, 18-24 ans, du taux d'autoconsommation, de la durée de consommation du produit frais.

Compte tenu des périodes radioactives du strontium 90 et du technétium 99 (respectivement 30 ans et 213 000 ans), le choix de la valeur de la durée de stockage n'a aucune influence sur le résultat [Merle-Szérémeta A., Rommens C., 1999]. Pour ces deux radionucléides, la durée de stockage n'est donc pas considérée.

4.4. Ingestion par inadvertance de sable et exposition externe au sable des plages

Les paramètres prépondérants sont l'activité du sable de 1966 à 1996 pour le cobalt 60, le ruthénium 106, le zirconium 95, l'euporium 154, le césium 137, l'antimoine 125, le cérium 144, le césium 134, le cobalt 58, le curium 244, le curium 242 et l'américium 241, le temps passé sur la plage ainsi que la quantité de sable ingérée par inadvertance pour les classes d'âge 0-2 ans, 3-7 ans, 8-12 ans, 13-17 ans, 18-24 ans.

4.5. Exposition externe aux rejets gazeux

Les paramètres prépondérants sont l'activité rejetée dans l'atmosphère de 1966 à 1996 pour le krypton 85, le coefficient de transfert atmosphérique et le temps passé à l'extérieur pour les classes d'âge 0-2 ans, 3-7 ans, 8-12 ans, 13-17 ans, 18-24 ans.

4.6. Exposition externe aux dépôts des embruns

Les paramètres prépondérants sont l'activité volumique de l'eau de mer de 1966 à 1996 pour le ruthénium 106, la constante de décroissance par migration dans le sol du ruthénium, le temps passé à l'extérieur, sur la plage, à la baignade pour les classes d'âge 0-2 ans, 3-7 ans, 8-12 ans, 13-17 ans, 18-24 ans, le facteur de protection aux dépôts du ruthénium 106.

5. DISTRIBUTIONS DE PROBABILITE DES PARAMETRES

Les distributions ont été déterminées de façon consensuelle par les membres du GT « Incertitudes » sur la base de propositions de l'IPSN, [Goumondy J.P., 2001] pour les activités rejetées par voie atmosphérique, [Calmet D. *et al*, 2001] pour les paramètres de transfert dans l'environnement, [Vidal M., 2000] pour les paramètres de mode de vie. Les choix qui ont été faits pour déterminer les distributions de probabilité des paramètres sont décrits dans [GRNC, 2002a]. Les documents précités sont regroupés dans [GRNC, 2002a]. Les tableaux récapitulatifs des distributions retenues sont présentés en annexe 7.

6. ANALYSE DE SENSIBILITE MONO-PARAMETRIQUE

Ce chapitre présente l'analyse de sensibilité mono-paramétrique du risque collectif aux paramètres prépondérants. Le propos est d'identifier les paramètres qui ont une influence importante sur le risque. L'intégralité de l'analyse apparaît dans [Merle-Szérémeta A., Thomassin A., 2001] et dans [GRNC, 2002b].

6.1. Indicateur de sensibilité

L'indicateur de sensibilité étudié est défini comme suit :

- soit R le risque collectif, P le paramètre dont on veut apprécier la sensibilité S(P),
- soit P_{réf} la valeur du paramètre qui a servi à produire le résultat du GRNC, et [P_{min}, P_{max}] l'intervalle de variation de P,

$$S(P) = \frac{|R(P_{\max}) - R(P_{\min})|}{R(P_{\text{réf}})}$$

Les paramètres du calcul dont la sensibilité doit être appréciée sont ceux présentés en annexe 7. D'autres indicateurs de sensibilité sont présentés dans [Merle-Szérémeta A., Thomassin A., 2001].

6.2. Intervalles de variation des paramètres

Les valeurs minimum et maximum des paramètres utilisées pour ces calculs sont issues de l'annexe 7. Lorsque aucune valeur minimale ou maximale n'est fournie dans l'annexe 7, c'est le percentile 5 qui a été utilisé comme valeur minimale et le percentile 95 comme valeur maximale.

Pour les paramètres qui dépendent de la classe d'âge (consommations et budgets temps), afin de réduire le nombre de calculs, le risque minimum (respectivement maximum) a été obtenu pour chacun de ces paramètres en considérant la valeur minimum (respectivement maximum) de chaque classe d'âge simultanément.

Les valeurs de certains paramètres prépondérants ont été figées par le GT « Incertitudes » (cf. §5) ; en conséquence, l'analyse de sensibilité n'a pas été réalisée pour ces paramètres.

6.3. Résultats et analyse

Les valeurs prises par l'indicateur de sensibilité (§ 6.1) sont consignées dans [Merle-Szérémeta A., Thomassin A., 2001].

Sur les 150 paramètres, l'indicateur est nul pour 48 d'entre eux et égal à 1% pour 30 d'entre eux. Il est supérieur à 1% pour 72 d'entre eux. Pour un certain nombre de paramètres, la valeur de l'indicateur de sensibilité est très élevée, c'est le cas notamment du coefficient de transfert atmosphérique (75%), de l'activité en ¹³⁷Cs dans les poissons (79%), de l'activité en ⁶⁰Co et en ²⁴⁴Cm dans les sédiments (156% et 173% respectivement).

Une analyse brute des résultats conduirait à éliminer un grand nombre de paramètres pour réaliser l'analyse d'incertitude (au minimum les 78 paramètres pour lesquels l'indicateur est égal à 0% ou 1%). Cependant, compte tenu de la méthode même de l'analyse de sensibilité mono-paramétrique et de la structure du modèle de calcul de risque du GRNC, il est difficile de conclure sur la sensibilité des paramètres. L'analyse de sensibilité mono-paramétrique ne permet pas de prendre en compte les liens entre les différents paramètres et les interactions qu'imposent les équations du modèle de risque du GRNC. Ainsi un paramètre peut apparaître comme peu ou non sensible alors qu'il est lié à d'autres paramètres ; l'étude de la variation simultanée de cet ensemble de paramètres pourrait aboutir à une variation significative du résultat. Un paramètre peut aussi

apparaître comme peu ou non sensible lorsqu'il est multiplié dans le modèle par un autre paramètre dont la valeur est très petite voire nulle.

Du fait de ces difficultés, l'ensemble des paramètres incertains sera pris en compte par le GT « Incertitudes » pour réaliser son analyse d'incertitude.

7. ANALYSE D'INCERTITUDE

L'ensemble des résultats du calcul d'incertitude est présenté en annexe 9.

7.1. Résultats de la méthode « probabiliste » de Monte-Carlo

7.1.1. Mise en œuvre

Un échantillon de taille 1000 a été généré en utilisant les distributions de probabilité déterminées par les experts du GRNC pour les paramètres incertains [GRNC, 2002a]. Les résultats obtenus pour le risque collectif ont ensuite été analysés à l'aide du modèle empirique de PRINCE. Cependant, pour réaliser une analyse pertinente, un « risque collectif de référence actualisé » a été calculé en remplaçant les valeurs de référence⁸ des différents paramètres incertains par les médianes de leurs distributions lorsque ces distributions étaient fournies sous forme de fonctions de répartition ou par leurs modes dans les autres cas⁹. Cette actualisation apparaissait nécessaire car les valeurs de référence n'étaient pas systématiquement identiques aux médianes ou modes des distributions (cf. annexe 7). Elle a abouti à une valeur du « risque collectif de référence actualisé » très proche du risque collectif de référence avec cependant une répartition des contributions des différentes voies d'atteinte légèrement modifiée.

L'incertitude des résultats peut être exprimée en utilisant le fractile 5% et le fractile 95% [Wickett A.J. *et al.*, 1998] [Smith K.R. *et al.*, 1998]. Définir la gamme des valeurs possibles du risque collectif à partir de fractiles tels que le fractile 1% et le fractile 99% est également faisable. En pratique, cela peut poser différents problèmes. En particulier, la gamme des valeurs possibles du risque collectif étant plus large, il devient plus difficile de repérer d'éventuelles erreurs de modélisation dans le traitement des incertitudes. On peut être ainsi dans la situation de sous-évaluer l'incertitude du risque réel possible (si la modélisation du traitement des incertitudes n'est pas adaptée) tout en étant persuadé d'être conservatif. Aussi, nous avons fait le choix de retenir les fractiles 5% et 95% pour exprimer l'incertitude des résultats obtenus. Ce choix est par ailleurs cohérent avec la précision des données utilisées pour l'établissement des distributions de probabilité de chacun des paramètres.

7.1.2. Technique d'échantillonnage

Le nombre de paramètres incertains intervenant dans le calcul d'incertitude du risque collectif est important (largement supérieur à 100). Pour ce type de problème, on dispose de deux techniques d'échantillonnage aléatoire : la méthode SRS (Simple Random Sampling) et la méthode LHS (Latin Hypercube Sampling). La méthode SRS consiste à générer l'échantillon des valeurs des paramètres de façon purement aléatoire. La méthode LHS est une méthode SRS modifiée. C'est une méthode d'échantillonnage simple dans laquelle on impose à chaque paramètre incertain d'être représenté sur l'ensemble de sa gamme de variation. Cela permet d'améliorer la convergence sur les fractiles par rapport à la méthode SRS dans les cas où il y a peu d'interactions entre les paramètres incertains [McKay M.D. *et al.*, 1979]. Par contre comme la méthode LHS n'est plus complètement aléatoire, on ne peut plus utiliser les théorèmes relatifs aux échantillons ordonnés pour évaluer la précision des résultats obtenus [Conover W.J., 1999], [Lecoutre J.P. et Tassi Ph., 1987]. La spécificité de l'étude du GT « incertitudes » (présence de

⁸ Les valeurs de référence des paramètres sont celles qui ont servi à calculer le risque collectif de référence.

⁹ Les valeurs des RMC ont été laissées à 1.

nombreux paramètres interagissant et le souhait de pouvoir évaluer la précision des résultats) nous a conduit à préférer la méthode SRS.

7.1.3. Dépendance entre les paramètres incertains

Le choix du GRNC a été de supposer l'indépendance par défaut et de modéliser uniquement les dépendances évidentes par des coefficients de corrélation linéaire. Concrètement cela a conduit à introduire des coefficients de corrélation uniquement entre les taux d'autoconsommation du lait et des produits laitiers, ainsi qu'entre le temps passé à la plage et la quantité de sable ingérée.

7.1.4. Résultats

La Figure 7 présente la distribution du risque collectif obtenue par la méthode de Monte-Carlo. Les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence¹⁰.

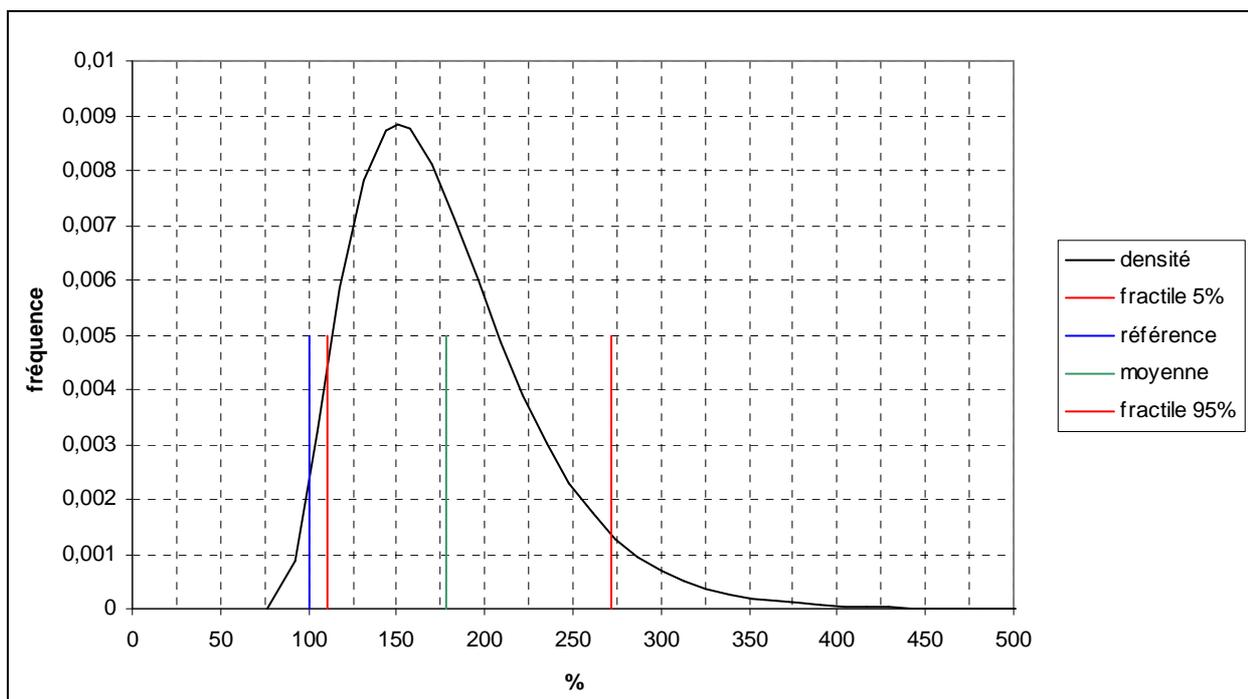


Figure 7 : distribution du risque collectif obtenue par la méthode « probabiliste » de Monte-Carlo

Les caractéristiques de cette distribution sont présentées dans le Tableau 4.

Tableau 4 : caractéristiques de la distribution du risque collectif obtenue par la méthode « probabiliste » de Monte-Carlo

Moyenne	Mode ¹¹	R _{5%} ¹²	R _{95%} ¹²	Dispersion (R _{95%} /R _{5%})
177%	150%	111%	272%	2,5

¹⁰ Le calcul de référence est celui qui a été produit par le GRNC au cours de sa première mission et qui a conduit à un risque collectif de 0,0009 [GRNC, 1999].

¹¹ Le mode est la valeur qui correspond au maximum de la distribution de probabilité.

¹² R_{5%} et R_{95%} désignent respectivement les fractiles 5% et 95% de la distribution.

La formule de Wilks relative aux échantillons ordonnés permet d'évaluer les intervalles de confiance I_α associés aux α -fractiles. Par exemple, les intervalles de confiance à 95% associés aux fractiles $R_{5\%}$ et $R_{95\%}$ sont respectivement [107%,113%] et [265%,285%]. Ces intervalles permettent de mesurer la qualité des estimations des α -fractiles issues de la simulation de Monte-Carlo. La précision et la robustesse des estimations R_α diminuent pour les valeurs élevées de α .

Les caractéristiques de cette distribution montrent d'une part que cette dernière est très étroite (facteur 2,5 entre le fractile 95% et le fractile 5%) et d'autre part que la valeur du risque collectif de référence actualisé se situe dans les valeurs basses de la distribution (fractile 2%).

Ces résultats sont à première vue étonnants : d'une part le risque collectif de référence actualisé (calculé avec les médianes ou modes des paramètres, cf. §7.1.1) devrait correspondre de façon intuitive à une valeur très probable ; d'autre part la distribution semble très étroite.

L'utilisation d'un logiciel statistique pour expliquer ces résultats n'est pas adaptée dans le cas du modèle de calcul de risque du GRNC (cf. annexe 8). Une analyse à l'aide du modèle empirique de PRINCE est donc présentée dans le paragraphe suivant.

7.1.5. Analyse des résultats à l'aide du modèle empirique

Le modèle empirique donne accès à un ensemble assez exhaustif de résultats intermédiaires permettant une bonne compréhension de la distribution du risque collectif.

7.1.5.1.Exemple du risque par ingestion de produits marins

Le risque par ingestion de produits marins est la somme du risque par ingestion de crustacés, du risque par ingestion de mollusques et du risque par ingestion de poissons.

Les distributions de probabilité du risque par ingestion de crustacés, de mollusques et de poissons obtenues par la méthode de Monte-Carlo sont présentées sur la Figure 8. Les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence¹⁰.

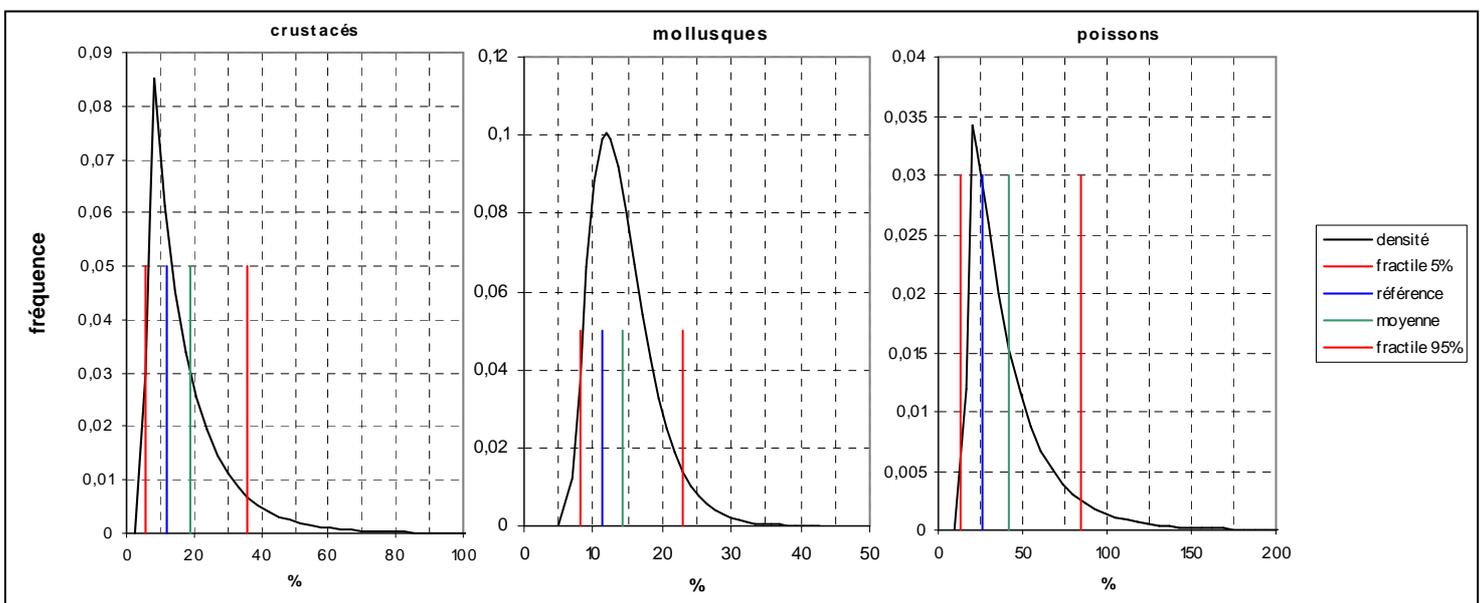


Figure 8 : distributions du risque par ingestion de crustacés, mollusques et poissons obtenues par la méthode « probabiliste » de Monte-Carlo

Les caractéristiques de cette distribution sont présentées dans le Tableau 5.

Tableau 5 : caractéristiques des distributions du risque par ingestion de crustacés, mollusques et poissons obtenues par la méthode « probabiliste » de Monte-Carlo

Produit	Valeur de référence actualisée ¹³	Mode	Moyenne	Dispersion (R _{95%} /R _{5%})
crustacés	12%	8%	19%	7
mollusques	11%	12%	14%	3
poissons	27%	20%	42%	6

On constate que les valeurs de référence actualisées sont plutôt supérieures aux valeurs modales. Cela indique que le calcul déterministe est pour chacun de ces produits plutôt pénalisant. Cependant, on remarque que les valeurs moyennes sont systématiquement supérieures aux valeurs de référence actualisées et aux valeurs modales. Ceci provient en partie de la méthode adoptée par le GT « Incertitudes » pour déterminer les distributions de probabilité des quantités consommées. En effet, les incertitudes relatives aux quantités consommées sont modélisées par des lois triangulaires de valeur minimum ½ fois le mode et de valeur maximum 2 fois le mode [GRNC, 2002a]. Cette modélisation conduit à une moyenne pour la quantité consommée légèrement supérieure au mode (1,15 fois le mode). De plus, les valeurs moyennes des distributions utilisées pour modéliser l'incertitude sur les activités (paramètres RMC) sont également pour la majorité supérieures à la valeur modale. Comme les RMC interagissent avec les quantités consommées dans le modèle de calcul de risque et que le calcul de la moyenne est sensible aux valeurs élevées, il n'est pas surprenant de trouver des valeurs moyennes assez fortes (un rapport moyenne/mode d'environ 2 pour le risque par ingestion de poissons et de crustacés ; l'effet est moins net pour le risque par ingestion de mollusques, cela étant probablement dû à une dispersion plus faible pour cette voie d'atteinte).

La distribution de probabilité du risque par ingestion de produits marins obtenue par la méthode de Monte-Carlo est présentée sur la Figure 9. Les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence¹⁰.

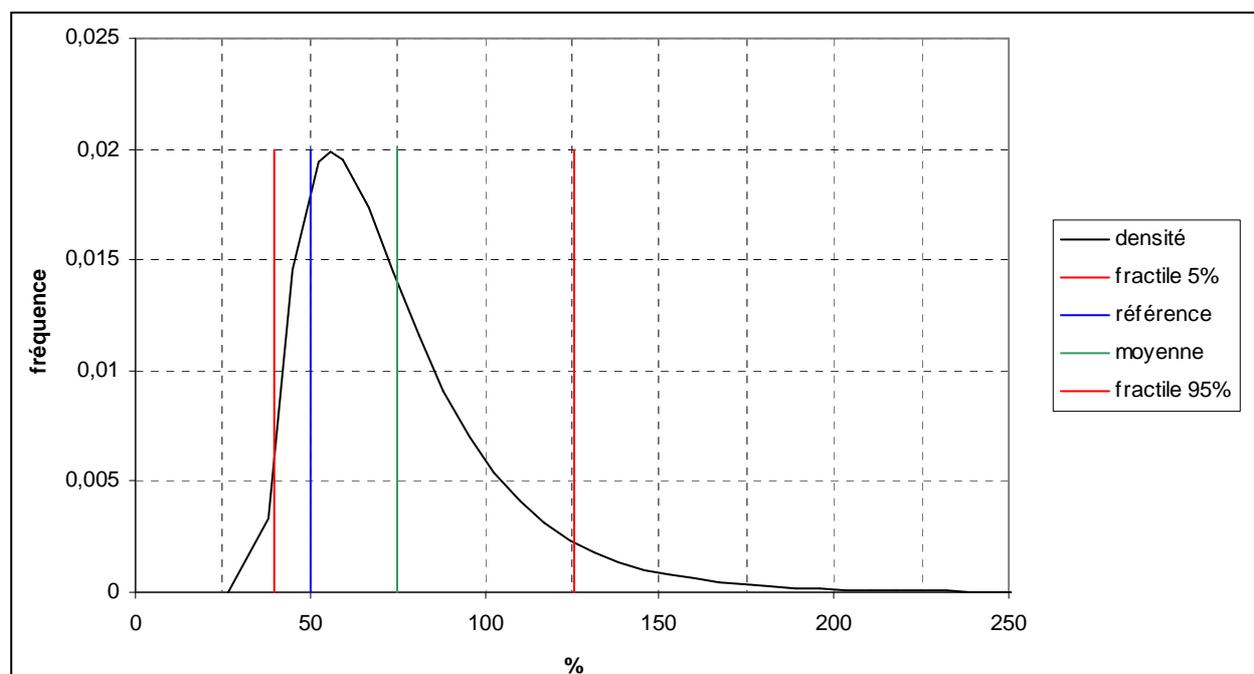


Figure 9 : distribution du risque par ingestion de produits marins obtenue par la méthode « probabiliste » de Monte-Carlo

¹³ L'actualisation des valeurs de référence aboutit à la même valeur de risque collectif avec cependant une répartition des contributions des différentes voies d'atteinte légèrement modifiée (cf. §7.1.1).

Les caractéristiques de cette distribution sont présentées dans le Tableau 6.

Tableau 6 : caractéristiques de la distribution du risque par ingestion de produits marins obtenue par la méthode « probabiliste » de Monte-Carlo

Valeur de référence actualisée ¹³	Moyenne	Mode	R _{5%}	R _{95%}	Dispersion (R _{95%} /R _{5%})
50%	75%	55%	40%	125%	3

Ces chiffres montrent que la valeur de référence actualisée du risque par ingestion de produits marins est inférieure à la valeur modale. En ce sens, nous pouvons dire que le calcul déterministe n'est pas conservatif pour le risque par ingestion de produits marins bien qu'il le soit nettement pour le risque par ingestion de poissons, de crustacés et pratiquement pour le risque par ingestion de mollusques. Ce résultat, bien qu'en apparence contradictoire, s'explique par le fait que les valeurs modales ne s'additionnent pas ($55 \neq 20+8+12$), mais se décalent vers la valeur moyenne (55 est compris entre $40 = 20+8+12$ et 75) ; c'est une conséquence du théorème central limite [Saporta G., 1990].

On constate également une diminution de la dispersion ($R_{95\%}/R_{5\%} = 3$) pour le risque par ingestion de produits marins, en comparaison de celle du risque par ingestion de poissons, de crustacés et de mollusques ($R_{95\%}/R_{5\%} = 7$ pour les crustacés, $R_{95\%}/R_{5\%} = 3$ pour les mollusques et $R_{95\%}/R_{5\%} = 7$ pour les poissons). La diminution de la dispersion est la conséquence des nombreuses hypothèses d'indépendance entre paramètres qui ont été faites.

7.1.5.2. Exemple du risque par exposition externe et interne

Le risque par exposition interne regroupe 10 voies d'atteinte et le risque par exposition externe 6 voies d'atteinte (cf. 3.3.2). Les distributions de probabilité du risque par exposition interne et par exposition externe obtenues par la méthode de Monte-Carlo sont présentées sur la Figure 10. Les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence¹⁰.

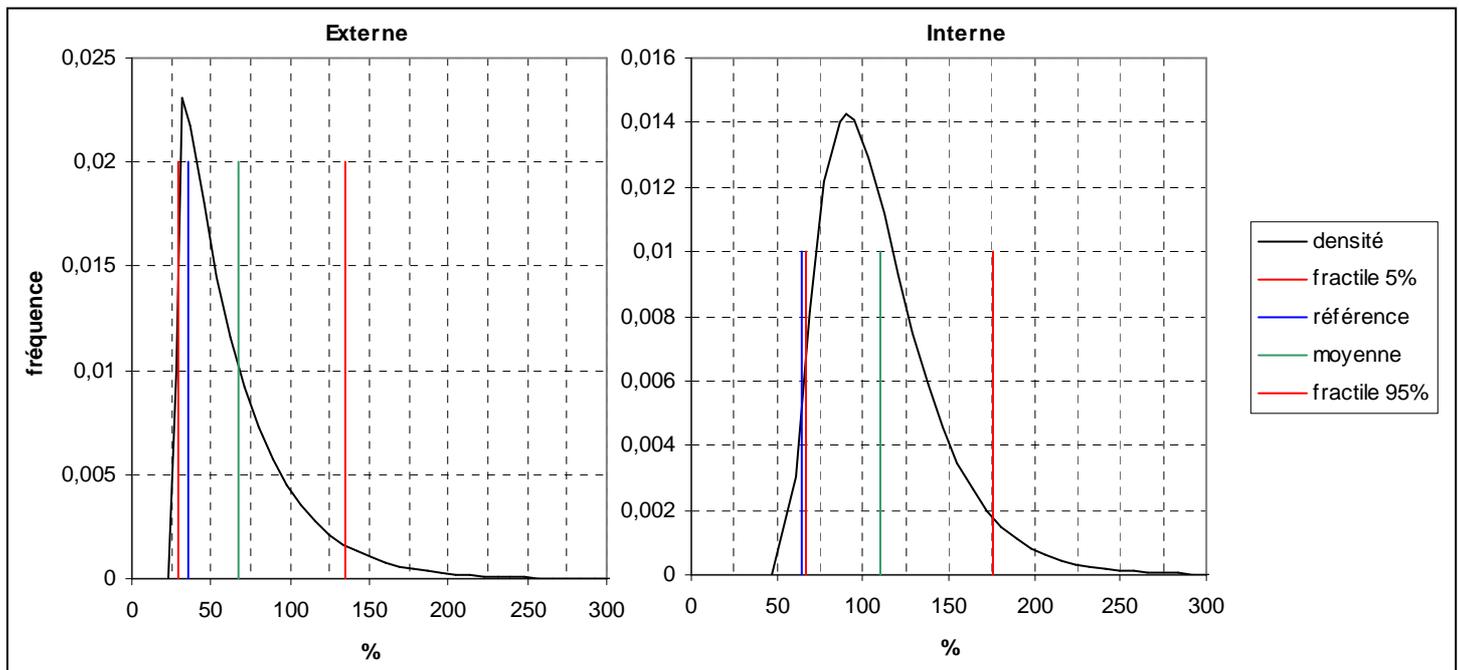


Figure 10 : distributions du risque par exposition interne et par exposition externe obtenues par la méthode « probabiliste » de Monte-Carlo

Les caractéristiques de ces distributions sont présentées dans le Tableau 7.

Tableau 7 : caractéristiques des distributions du risque par exposition interne et par exposition externe obtenues par la méthode « probabiliste » de Monte-Carlo

Risque par exposition	Valeur de référence actualisée ¹³	Moyenne	Mode	R _{5%}	R _{95%}	Dispersion (R _{95%} /R _{5%})
Externe	36%	67%	32%	30%	134%	4,5
interne	64%	110%	90%	67%	176%	2,6

On constate de même la convergence du mode vers la moyenne (150 est compris entre $90+32=122$ et $110+67=177$). On observe également la diminution de la dispersion de la distribution du risque collectif par rapport à la dispersion des distributions du risque par exposition interne et par exposition externe.

7.1.6. Conclusion

Les informations intermédiaires fournies par le modèle empirique permettent d'expliquer les résultats :

- la faible dispersion de la distribution du risque collectif, bien que les incertitudes déterminées par les experts du GT « Incertitudes » pour les paramètres incertains conduisent à des dispersions relativement élevées si on s'intéresse au risque par produit et par classe d'âge (par exemple, les dispersions des distributions du risque par ingestion de crustacés, de mollusques et de poissons pour les adultes sont respectivement égales à 8, 4 et 10). Ces dispersions diminuent lorsqu'on considère le risque par produit toutes classes d'âge confondues, puis tous produits confondus, puis toutes voies d'atteinte confondues. Les dispersions des distributions du risque par ingestion de crustacés, de mollusques et de poissons toutes classes d'âge confondues sont respectivement égales à 7, 3 et 6. Pour l'ensemble des produits marins la dispersion de la distribution est égale à 3 et finalement à 2,5 lorsqu'on considère la distribution du risque collectif. Cette dispersion faible est donc une conséquence des hypothèses d'indépendance des paramètres incertains puisque de ce fait, les événements extrêmes s'excluent mutuellement. Il est donc gênant que cette hypothèse soit prise par défaut car elle peut aboutir à une sous-estimation du risque collectif. Cette faible dispersion résulte (presque paradoxalement) du nombre important de paramètres incertains considérés.
- la valeur de référence du risque collectif située dans les valeurs basses de la distribution. Bien que la valeur de référence actualisée par produits soit en général assez supérieure à la valeur modale de la distribution du risque associé à ce produit (comme cela a été montré pour les différents produits marins), la valeur de référence actualisée glisse vers les valeurs basses de la distribution, au fur et à mesure de l'ajout des différents produits puis de l'addition des différentes voies d'atteinte.

Les informations intermédiaires données par le modèle empirique nous permettent d'affirmer que la distribution du risque collectif obtenue après simulation de Monte-Carlo est artificielle. La même méthodologie d'élaboration de la loi conjointe appliquée à une modélisation plus fragmentée, comme par exemple définir des quantités consommées par âge plutôt que par classe d'âge, aurait conduit à une dispersion encore plus faible, sans pour autant que la connaissance ait augmenté, et par conséquent à un décalage encore plus important de la valeur de référence vers les valeurs basses de la distribution. Il s'agit d'un biais de méthodologie.

Les distributions des activités du domaine marin (au moyen des RMC) montrent que les experts du GT « Incertitudes » considèrent le calcul de référence comme conservatif : les valeurs des fractiles 50% et des modes associés aux distributions des RMC sont pour la plupart inférieures à 1 (pour le

calcul de référence les valeurs des RMC sont égales à 1). Le caractère conservatif du calcul de référence se retrouve d'ailleurs lorsqu'on considère uniquement les distributions du risque par produits (cf. exemple des produits marins) car la valeur de référence est le plus souvent supérieure à la valeur modale de la distribution. Le décalage de la valeur de référence vers les valeurs basses de la distribution du risque collectif est donc uniquement la conséquence simultanée de la convergence de la distribution vers sa valeur moyenne (artificiellement haute comme nous l'avons expliqué en détail pour les produits marins) et du rétrécissement de la dispersion.

On est ici dans une situation qui semble paradoxale : l'incertitude sur le résultat est d'autant plus faible que le nombre de paramètres incertains est élevé, mais qui s'explique par les hypothèses d'indépendance faites.

On peut éventuellement revenir sur le fait de supposer l'indépendance par défaut pour la plupart des paramètres et essayer de modéliser des corrélations entre les différents produits et/ou les paramètres mode de vie entre les différentes classes d'âges. Il s'agirait en fait de déterminer une loi conjointe plus réaliste à partir des lois marginales définies par les experts pour les paramètres incertains. Cela paraît cependant laborieux et ne serait probablement guère plus convaincant, les incertitudes sur les dépendances entre paramètres étant encore plus grandes que sur les valeurs elles-mêmes. Une méthode plus simple et plus convaincante consiste à utiliser les informations détaillées, données par le modèle empirique et à les utiliser dans le cadre d'une méthode « possibiliste ».

7.2. Résultats de la méthode « possibiliste »

7.2.1. Mise en œuvre

Le principe de la méthode « possibiliste » est de décomposer le risque en composants élémentaires. Ceux-ci sont définis comme étant la contribution au risque par classe d'âge, par voie d'atteinte, et éventuellement par produit alimentaire. L'incertitude sur chacun de ces 115 composants élémentaires est évaluée par la méthode « probabiliste » de Monte-Carlo. On définit ensuite pour chacun de ces composants, à partir de sa distribution de probabilité, une distribution de possibilité. 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. La distribution finale du risque est obtenue en sommant les différents points des distributions de possibilité élémentaires. Ainsi les bornes inférieures et supérieures du résultat final sont la somme des bornes inférieures et supérieures des composants élémentaires. Plus généralement, la valeur du risque associée à la possibilité α est la somme des valeurs à la possibilité α des composants correspondants. (La théorie des possibilités [Dubois D. et Prade H., 1985] permet en effet de nuancer le calcul d'erreurs classique au moyen des coefficients de possibilité α).

La méthodologie de propagation des incertitudes ainsi définie revient à considérer les incertitudes sur les composants élémentaires de risque comme des imprécisions et non plus en terme de variabilité (cas de la méthode de Monte-Carlo). De ce fait, l'incertitude calculée sur le risque est robuste face au choix (nécessairement arbitraire) du nombre de composants de risque considérés. En particulier, l'incertitude calculée ne décroît plus lorsque le nombre de paramètres indépendants augmente.

7.2.2. Résultats

La distribution de possibilité du risque collectif est présentée sur la Figure 11. Les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence¹⁰.

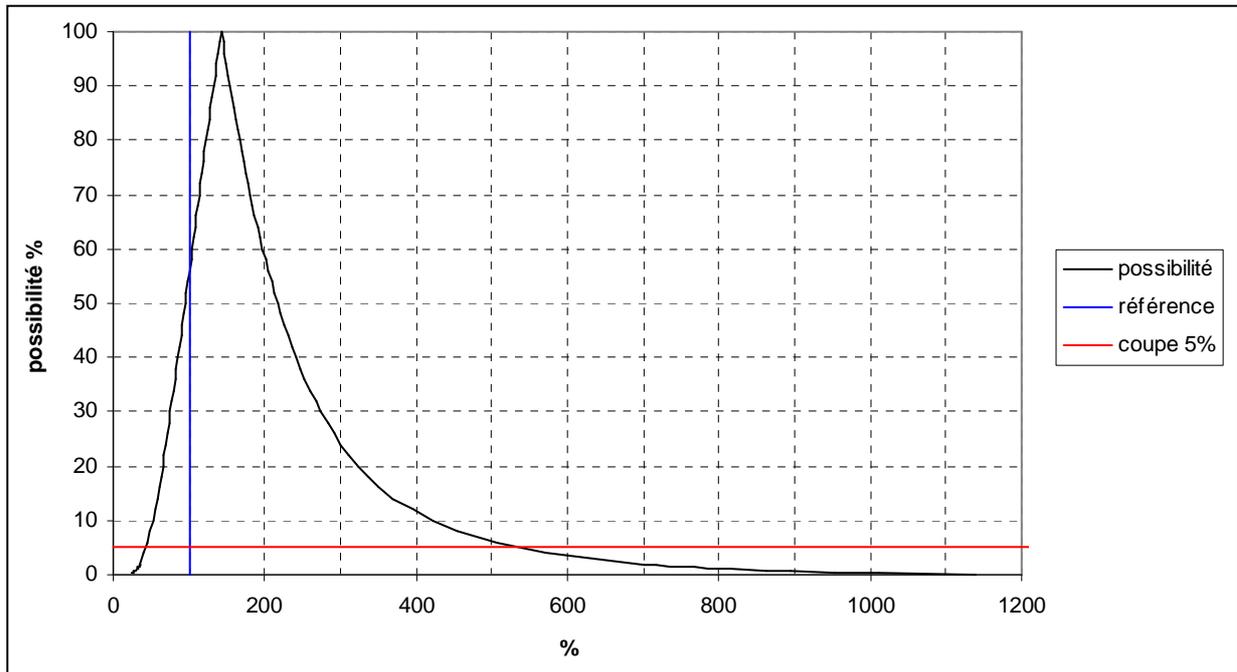


Figure 11 : distribution du risque collectif obtenue par la méthode « possibiliste »

Les caractéristiques de cette distribution sont présentées dans le Tableau 8.

Tableau 8 : caractéristiques de la distribution du risque collectif obtenue par la méthode « possibiliste »

Mode ¹⁴	R _{5%} ¹⁵	R _{95%} ¹⁵	Dispersion (R _{95%} /R _{5%})
142%	42%	535%	13

La distribution du risque est plus large que par 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 le cas de la méthode « probabiliste » (distributions dissymétriques).

7.2.3. Analyse des résultats par le modèle empirique

Les mêmes exemples que dans le cas de la méthode « probabiliste » sont repris pour illustrer la méthode « possibiliste ».

¹⁴ Le mode est la valeur qui correspond au maximum de possibilité soit 100%.

¹⁵ R_{5%} et R_{95%} désignent respectivement la valeur minimale et maximale de l'α-coupe à 5%.

7.2.3.1.Exemple du risque par ingestion de produits marins

Les distributions de possibilité du risque par ingestion de crustacés, de mollusques et de poissons obtenues sont présentées sur la Figure 12. Les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence¹⁰.

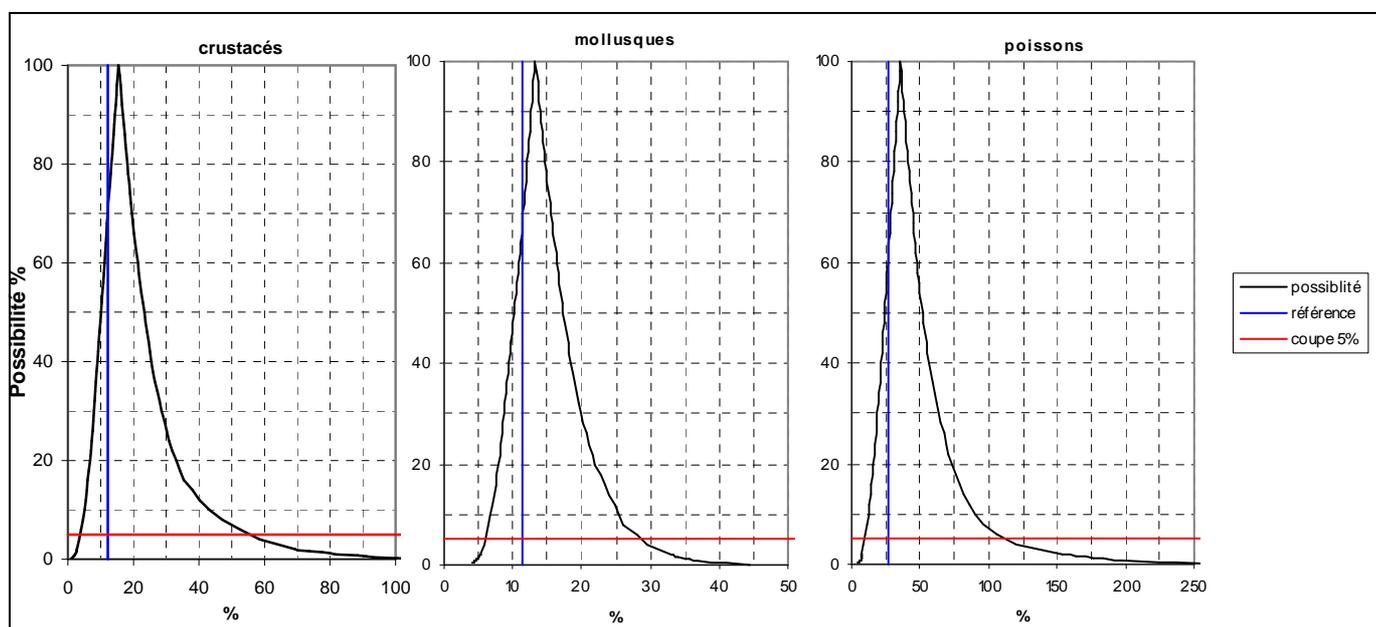


Figure 12 : distributions du risque par ingestion de crustacés, mollusques et poissons obtenues par la méthode « possibiliste »

Les caractéristiques de ces distributions sont présentées dans le Tableau 9.

Tableau 9 : caractéristiques des distributions du risque par ingestion de crustacés, mollusques et poissons obtenues par la méthode « possibiliste »

Produit	Valeur de référence actualisée ¹³	Mode	R _{5%}	R _{95%}	Dispersion (R _{95%} /R _{5%})
crustacés	12%	15%	4%	55%	14
mollusques	11%	13%	6%	29%	5
poissons	27%	36%	10%	112%	11

On constate que :

- la valeur de référence est légèrement décentrée vers les valeurs basses de la distribution (possibilité 60%). Ceci est dû à l'utilisation de distributions dissymétriques (mode inférieur à la médiane) pour modéliser l'incertitude de nombreux paramètres. Le choix du GT « Incertitudes » a été en effet de privilégier une approche conservatrice dans l'établissement des distributions.
- la dispersion est en moyenne de l'ordre de 10 pour l'ensemble des produits marins.

La distribution de possibilité du risque par ingestion de produits marins est présentée sur la Figure 13. Les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence¹⁰.

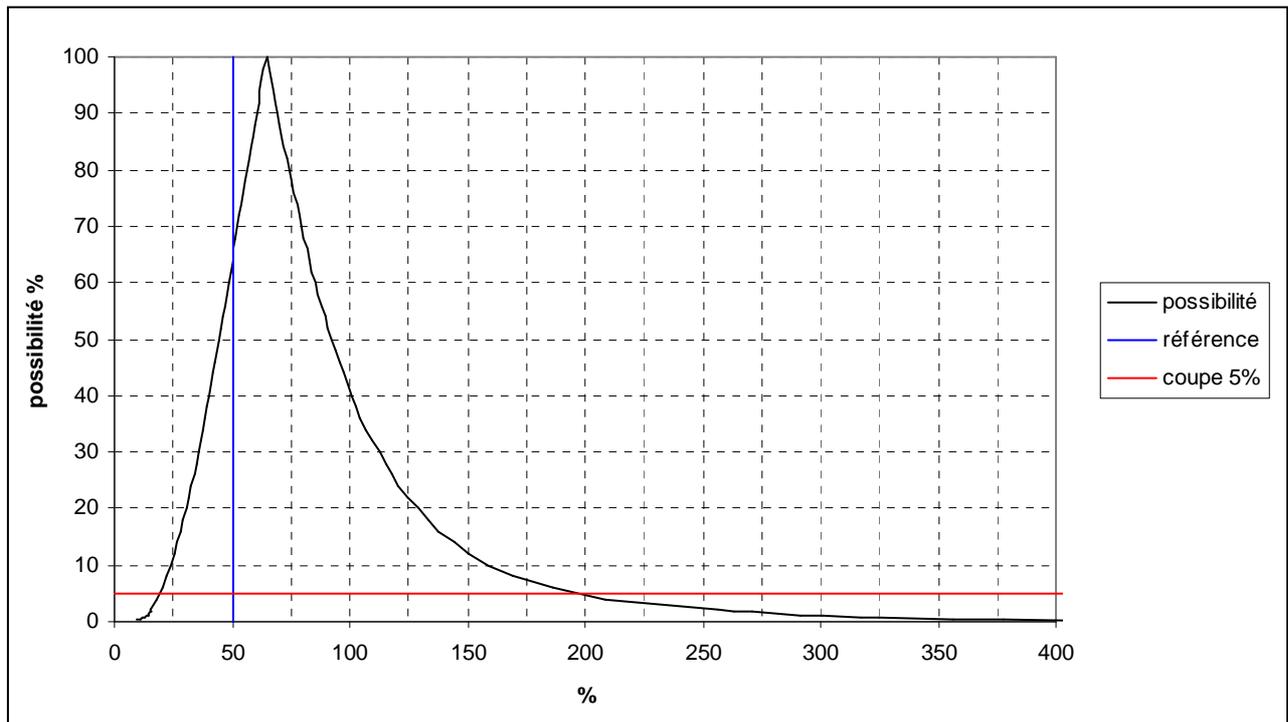


Figure 13 : distribution du risque par ingestion de produits marins obtenue par la méthode « possibiliste »

Les caractéristiques de cette distribution sont présentées dans le Tableau 10.

Tableau 10 : caractéristiques de la distribution du risque par ingestion de produits marins obtenue par la méthode « possibiliste »

Valeur de référence actualisée ¹³	Mode	R _{5%}	R _{95%}	Dispersion (R _{95%} /R _{5%})
50%	64%	20%	196%	10

Ce tableau permet de vérifier que :

- Le mode se « conserve » : la valeur du risque par ingestion de produits marins associée à la possibilité maximale (100%) est la somme des valeurs du risque par ingestion de crustacés, de mollusques et de poissons associées à la possibilité maximale. De même les valeurs minimale et maximale pour le risque par ingestion de produits marins associées à la possibilité α s'obtiennent comme la somme des valeurs minimale et maximale du risque par ingestion de crustacés, de mollusques et de poissons associées à la possibilité α .
- La dispersion se « conserve » : la dispersion ($R_{95\%}/R_{5\%} = 10$) est une moyenne des dispersions relatives à chacun des produits marins ($R_{95\%}/R_{5\%} = 14$ pour les crustacés, $R_{95\%}/R_{5\%} = 5$ pour les mollusques et $R_{95\%}/R_{5\%} = 11$ pour les poissons). La méthodologie de propagation des incertitudes ainsi définie est donc robuste au niveau de fragmentation (c'est-à-dire le nombre de composants) utilisé pour modéliser les incertitudes.

7.2.3.2.Exemple du risque par exposition externe et interne

Les distributions de possibilité du risque par exposition interne et par exposition externe sont présentées sur la Figure 14. Les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence¹⁰.

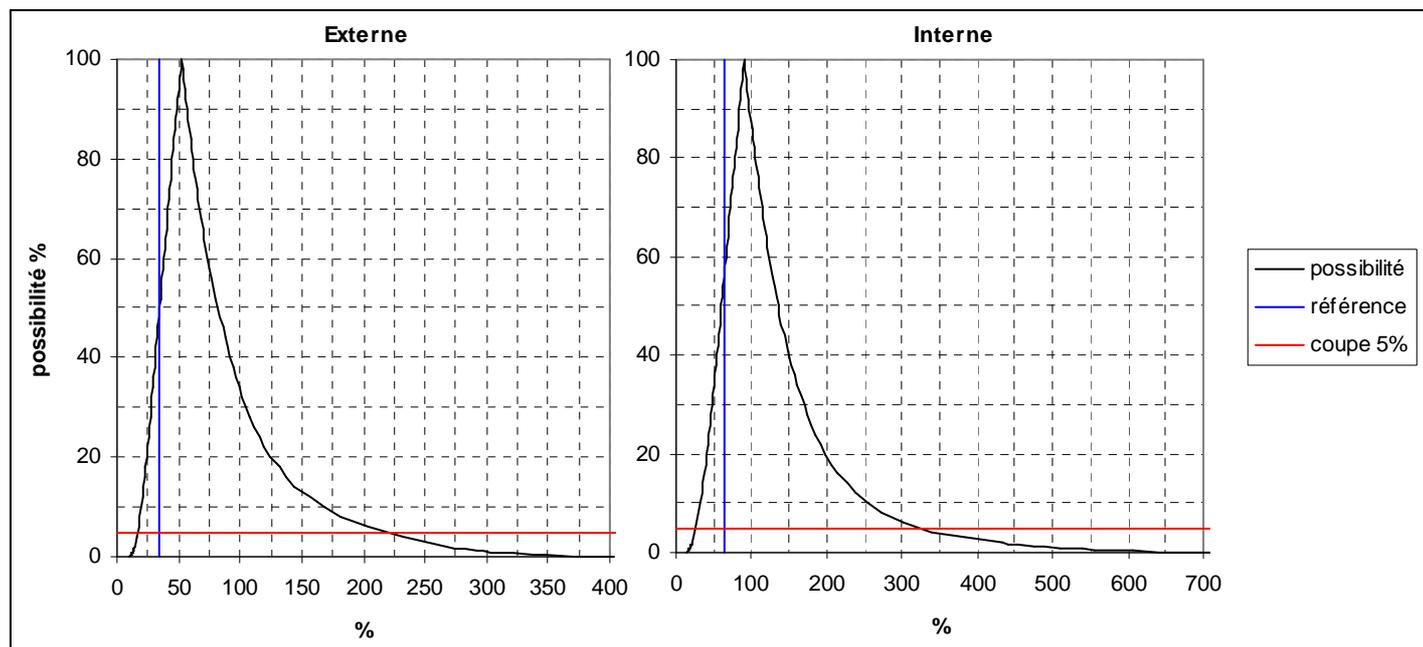


Figure 14 : distributions du risque par exposition interne et par exposition externe obtenues par la méthode « possibiliste »

Les caractéristiques de ces distributions sont présentées dans le Tableau 11.

Tableau 11 : caractéristiques des distributions du risque par exposition interne et par exposition externe obtenues par la méthode « possibiliste »

Risque par exposition	Valeur de référence actualisée ¹³	Mode	R _{5%}	R _{95%}	Dispersion (R _{95%} /R _{5%})
externe	36%	52%	16%	217%	14
interne	64%	90%	26%	318%	12
total	100%	142%	42%	535%	13

Ce tableau illustre également la robustesse et la simplicité (conservation des modes et des dispersions) de la méthode de propagation des incertitudes définie par la méthode « possibiliste ».

7.2.4. Conclusion

La méthode « possibiliste » associée à l'approche par composants de risque présente plusieurs avantages :

- Robustesse : une modélisation différente comme par exemple un découpage de la cohorte en un nombre de classes d'âge plus important ne modifiera pas les résultats sauf si ce découpage correspond à un apport explicite de connaissance. Une réduction de la dispersion globale doit en effet être la conséquence d'une règle explicite fournie par les experts, comme par exemple « il est impossible de manger simultanément beaucoup de poissons et de viande car la quantité ingérée de protéines doit rester inférieure à un seuil ». Elle ne doit pas être une conséquence implicite d'hypothèses d'indépendance impossible à vérifier ou à réfuter en pratique. La

robustesse des résultats obtenus par la méthode « possibiliste » s'observe notamment par la stabilité des dispersions.

- Lisibilité : la valeur du risque associée à la possibilité α est la somme des valeurs à la possibilité α des composants correspondants. En particulier, les bornes inférieures et supérieures du résultat final sont la somme des bornes inférieures et supérieures des composants élémentaires.
- Modularité : l'approche par composant de risque rend aisée l'actualisation des résultats. Par exemple, si on suppose que globalement les coefficients de dose associés à la classe d'âge 3-7 ans sont sous-estimés d'un facteur 2 alors la fourchette des valeurs possibles pour le risque collectif passerait de [42% , 535%] à [54% , 676%] (cf. annexe 9, Tableau 31)

La complexité de l'étude d'incertitude nécessiterait cependant de pouvoir vérifier certains résultats intermédiaires. Par exemple, les incertitudes relatives aux transferts environnementaux induisent des incertitudes sur les activités qui pourraient être comparées aux activités effectivement mesurées. Ainsi, dans le domaine terrestre, on peut, à partir des incertitudes sur les paramètres des modèles de transfert, évaluer (soit par une méthode de Monte-Carlo, soit par une approche système expert basée sur de l'arithmétique floue) l'incertitude induite sur les concentrations environnementales.

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.

8. CONCLUSION

L'analyse d'incertitude demandée par les deux ministres a pour objectif de vérifier que les incertitudes associées au calcul du risque de leucémie des jeunes du canton de Beaumont-Hague sur la période 1978-1996 attribuable aux installations nucléaires du Nord-Cotentin ne modifient pas l'ordre de grandeur du résultat obtenu par le GRNC dans le cadre de sa première mission et ne remettent pas en cause les conclusions du rapport remis en juillet 1999.

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).

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 qui 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 permettre de proposer des intervalles de variations 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.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Board on Radiation Effects Research, *Health effects of exposure to low levels of ionising radiations*, Committee on the biological effects of ionising radiations, National Research Council, ed. Washington, D.C. : National Academy Press, 1990 (BEIR V)
- B. Bouchon-Meunier, *La logique floue et ses applications*, Addison – Wesley, 1995
- Box G.P.E., Draper N.R., *Empirical Model Building and Response Surfaces*, Wiley Series in Probability and Mathematical Statistics, 1987
- CIPR, *The ICRP database of dose coefficients : workers and members of the public*, Version 1.0 ISBN : 0 08 042 7510, CD-Rom distribué par Elsevier Science Ltd., Oxford, 1998
- Calmet D., Crabol B., Germain P., Fievet B., Boust D., Bailly du Bois P., Louvat D., Renaud Ph., Rommens C., Vray F., *Identification et estimation des incertitudes associées aux évaluations de doses obtenues par le modèle mathématique du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin*, Rapport Technique IPSN/DPRE/SERNAT/2001-13, avril 2001
- Chojnacki E. and Ounsy A., *The IPSN method for uncertainty and sensitivity analysis and the associated software : SUNSET*, ASME/JSME ICONE4, Louisiana, USA, 1996
- Chojnacki E., Merle-Szérémeta A., *Construction et apport d'un modèle empirique de PRINCE*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/01-93, Indice 2 / Note Technique IPSN/DRS/SEMAR/LMPC/01-95, Indice 2, juillet 2002
- Conover W.J., *Practical Nonparametric Statistics*, Wiley Series in Probability and Statistics, 1999
- Cullen A.C., Frey H.C., *Probabilistic Techniques in Exposure Assessment*, Plenum, 1999
- Draper N.R., Smith H., *Applied Regression Analysis*, Wiley Series in Probability and Statistics, 1998
- Dubois D., Prade H., *Théorie des possibilités – Applications à la représentation des connaissances en informatique*, Masson, 1985
- Eckerman K.F. and Ryman J.C., *External exposure to radionuclides in air, water, and soil*, Federal Guidance 12, Environmental Protection Agency Report 402-R-93-081, Washington Dc, 1993
- Ferson S., *What Monte-Carlo Methods Cannot Do*, Human and Ecological Risk Assessment, vol. 2, No. 4, pp. 990-1007, 1996
- Giraud J., *PRINCE, Programme de calcul de risque du Nord-Cotentin – Documentation utilisateur*, Note Technique GFI, Version 1.0, juillet 2000
- Goumondy J.P., *Evaluation de l'incertitude concernant les rejets radioactifs gazeux des usines de Cogéma La Hague (Tritium, C14, Kr85)*, Note IPSN/DES 01-311, juin 2001
- Goupy J., *Plans d'expériences pour surfaces de réponses*, Dunod, 1999
- Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, *Rapport détaillé*, Vol. 1-4, 1999
- Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, *Analyse de sensibilité et d'incertitude sur le risque de leucémie attribuable aux installations nucléaires du Nord-Cotentin*, Rapport d'étape, décembre 2000a
- Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, *Rapport concernant le percement de la conduite de rejet en mer de l'usine de retraitement de La Hague (1979-1980), Complément au rapport de synthèse*, septembre 2000b
- Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, *Analyse de sensibilité et d'incertitude sur le risque de leucémie attribuable aux installations nucléaires du Nord-Cotentin, Rapport annexe n°1, Distributions de probabilité des paramètres*, juillet 2002a
- Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, *Analyse de sensibilité et d'incertitude sur le risque de leucémie attribuable aux installations nucléaires du Nord-Cotentin, Rapport annexe n°2, Analyse de sensibilité et modèle empirique de PRINCE*, juillet 2002b

- Haas C.N., *On Modeling Correlated Random Variables in Risk Assessment*, Risk Analysis 1999
- Hoffman F.O., Hammonds J., *Propagation of Uncertainty in Risk Assessments : The Need to Distinguish Between Uncertainty Due to Lack of Knowledge and Uncertainty Due to Variability*, Risk Analysis, 1994
- Howarth J.M. and Eggleton A.E., *Studies of environmental radioactivity in Cumbria. Part 12 : modelling of sea-to-land transfer of radionuclides and an assessment of the radiological consequences*, Harwell, UKAEA AERE-R10127, 1982
- Iman R.L. and Conover W.J., *A Distribution-Free Approach to Inducing Rank Correlation Among Input Variables*, Communications in Statistics –Simulation and Computation, 311-334, 1982
- Lecoutre J.P. et Tassi Ph., *Statistique Non Paramétrique et Robustesse*, Economica, 1987
- McKay M.D., Beckman R.J. and Conover W.J., *A Comparison of Three Methods for Selecting Values of Input Variables in the Analysis of Output from a Computer Code*, Technometrics, 1979
- Merle-Szérémeta A., *Détails de résultats du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin relatifs à la cohorte*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/00-39, Indice 2, Janvier 2001a
- Merle-Szérémeta A., *Détermination des paramètres à considérer pour l'analyse de sensibilité du GT « Incertitudes »*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/00-40, Indice 2, Janvier 2001b
- Merle-Szérémeta A., Thomassin A., *GT « Incertitudes » - Analyse de sensibilité*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/01-42 Indice 1, septembre 2001
- Myers R.H., Montgomery D.C., *Response Surface Methodology Process and Product Optimization Using Designed Experiments*, Wiley Series in Probability and Statistics, 1995
- Pobel D., Viel J.F., *Case-control study of leukaemia among young people near La Hague nuclear reprocessing plant : the environmental hypothesis revisited*, BMJ 1997 ; 314 : 101-106
- Raimbault Th., *Couplage de PRINCE au logiciel de calcul d'incertitudes SUNSET – Documentation utilisateur*, Note Technique GFI, Version 1.0, janvier 2001
- Ross T.J., *Fuzzy logic with engineering applications*, McGraw-Hill International Editions, 1997
- Saporta G., Probabilité, *Analyse des Données et Statistique*, Editions Technip, 1990
- Smith K.R., Brown J., Jones J.A., Mansfield P., Smith J.G. and Haywood S.M., *Uncertainties in the Assessment of Terrestrial Foodchain Doses*, NRPB - M922 - 1998
- Tourbier Y., Benoist D. et Germain-Tourbier S., *Plans d'expériences : construction et analyse*, Lavoisier TEC&DOC 1994
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, *Sources and effects of ionising radiation*, New York : United Nations, 1994 (UNSCEAR 1994 Report to the General Assembly, with scientific annexes)
- Vidal M., *Paramètres « mode de vie » pour la région Nord-Cotentin : intervalles de variation et lois de distribution*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/00-89, Indice 1, Novembre 2000
- Wickett A.J., d'Auria F., Glaeser H., Chojnacki E., Lage Perez C. et al., *Report on the Uncertainty Methods Study*, OECD/CSNI, 1998

ANNEXE 1 : LETTRE DE MISSION DU GROUPE RADIOECOLOGIE NORD-COTENTIN

ANNEXE 2 : COMPOSITION DU GT « INCERTITUDES »

Monsieur BEUTIER

COGEMA/DSFEE

2 rue Paul Dautier, 78141 Vélizy Villacoublay

Tél. : 01 39 26 30 00, Fax : 01 39 26 27 23, dbeutier@cogema.fr

Monsieur BOILLEY¹⁶

ACRO

138, rue de l'Eglise, 14200 Hérouville Saint-Clair

Tél. : 02 31 94 35 34, Fax : 02 31 94 85 31, boilley@ganil.fr

Monsieur BORDIER

COGEMA/BU-T/DQSSE

1 rue des Hérons, Montigny le Bretonneux, 78182 Saint Quentin en Yvelines

Tél. : 01 39 26 43 12, Fax : 01 39 48 53 25, jcbordier@cogema.fr

Monsieur BRENOT

IRSN/DPHD/SEGR, BP n°17, 92262 Fontenay-aux-Roses

Tél. : 01 46 54 81 59, Fax : 01 46 54 88 29, jean.brenot@irsn.fr

Monsieur CHAMPION

IRSN/DPHD/SEGR, BP n°17, 92262 Fontenay-aux-Roses

Tél. : 01 46 54 91 22, Fax : 01 46 54 46 10, didier.champion@irsn.fr

Monsieur VAN HECKE / Monsieur CHINO

ANDRA, Parc de la Croix Blanche, 1/7 rue Jean Monnet, 92298 Chatenay Malabry

Monsieur CHOJNACKI

IRSN/DRS/SEMAR/LMPC, Bât. 700, 13 108 St Paul lez Durance

Tél. : 04 42 25 78 91, Fax : 04 42 25 64 68, eric.chojnacki@irsn.fr

Monsieur CIFFROY

EDF/Division Recherche et Développement, Dpt LNHE/Groupe P77, 6, quai Watier
78 400 Chatou

Tél. : 01 30 87 72 59, Fax : 01 30 87 73 36, philippe.ciffroy@edf.fr

Madame CONTE / Monsieur LORTHIOIR

IRSN/DPHD/SEGR/SAER, BP n°17, 92262 Fontenay-aux-Roses

Tél. : 01 46 54 85 91, Fax : 01 46 54 88 29

Monsieur CRABOL

IRSN/DPRE/SERNAT, Bât. 130, 91191 Gif sur Yvette Cedex

Tél. : 01 69 08 41 08, Fax : 01 69 08 40 87, bernard.crabol@irsn.fr

Madame DELLERO

COGEMA/DSFEE, 2 rue Paul Dautier, 78141 Vélizy Villacoublay

Tél. : 01 39 26 37 20, Fax : 01 39 26 27 23, ndellero@cogema.fr

Monsieur DEVIN

COGEMA/BCR/SQS, 1 rue des Hérons, Montigny le Bretonneux, 78182 Saint Quentin en Yvelines

Tél. : 01 39 48 55 24, Fax : 01 39 48 53 25

¹⁶ Non signataire des rapports du GT « Incertitudes » (cf. annexe 10).

Monsieur DUBOIS

COGEMA/DSSQ/IG, 1 rue des Hérons, Montigny le Bretonneux, 78182 Saint Quentin en Yvelines
Tél. : 01 39 48 52 49, Fax : 01 39 48 51 31, jmgdubois@cogema.fr

Monsieur GERMAIN

IRSN/DPRE/SERNAT/LERFA, BP n°10, 50130 Octeville
Tél. : 02 33 01 41 02, Fax : 02 33 01 41 30, pierre.germain@irsn.fr

Monsieur ISNARD

IRSN/DPEA/SECRI, BP n°17, 92262 Fontenay-aux-Roses
Tél. : 01 46 54 73 85, Fax : 01 46 54 32 64, olivier.isnard@irsn.fr

Madame LAMBERT

COGEMA/BU-T/DQSSE, 2 rue Paul Dautier – BP 4, Bâtiment Energy IV, 78141 Vélizy Cedex
Tél. : 01 39 26 43 38, Fax : 01 39 26 28 01, flambert@cogema.fr

Monsieur LE BAR

COGEMA/DSQ, 50444 Beaumont Hague
Tél. : 02 33 02 62 01, Fax : 02 33 02 76 07, dalexandre@cogema.fr

Madame MERLE-SZEREMETA

IRSN/DPHD/SEGR/SAER, BP n°17, 92262 Fontenay-aux-Roses
Tél. : 01 46 54 82 85, Fax : 01 46 54 88 29, aurelie.merle-szeremeta@irsn.fr

Madame RINGEARD

IRSN/DPHD/SEGR/SAER, BP n°17, 92262 Fontenay-aux-Roses
Tél. : 01 46 54 72 58, Fax : 01 46 54 88 29, caroline.ringearde@irsn.fr

Madame ROMMENS

IRSN/DPRE/SERNAT/LERCM, Bât. 153, 13 108 St Paul lez Durance
Tél. : 04 42 25 74 67, Fax : 04 42 25 63 73, catherine.rommens@irsn.fr

Madame SENE

CSPI – GSIEN, 2 rue François Villon, 91400 Orsay
Tél : 01 60 10 03 49, Fax : 01 60 14 34 96, monique.sene@cdf.in2p3.fr

Madame SIMMONDS

NRPB, Chilton Didcot, Oxon OX11 0RQ, GRANDE BRETAGNE
Tél. : 00 44 1235 822778, Fax : 00 44 1235 833891, jane.simmonds@nrpb.org.uk

Madame SUGIER

IRSN/DIR, BP n°17, 92262 Fontenay-aux-Roses
Tél. : 01 46 54 83 36, Fax : 01 46 54 79 62, annie.sugier@irsn.fr

Madame VIDAL

IRSN/DPHD/SEGR/SAER, BP n°17, 92262 Fontenay-aux-Roses
Tél. : 01 46 54 78 30, Fax : 01 46 54 88 29, marianne.vidal@irsn.fr

Listes des participants aux réunions sur les paramètres de transfert dans le milieu terrestre

Nom	Organisme
M. BOILLEY David ¹⁶	ACRO
M. BRENOT Jean	IRSN
M. CIFFROY Philippe	EDF
M. CRABOL Bernard	IRSN
Mme DAMOIS Carine	EDF
M. DEVIN Patrick	COGEMA
M. GILBERT Eric	EDF
M. GUETAT Philippe	CEA
M. VAN HECKE Walter	ANDRA
Mme HERBELET Jacqueline	OPRI
M. ISNARD Olivier	IRSN
M. KLEIN Didier	Université de Belfort-Montbéliard
Mme LAMBERT Frédérique	COGEMA
Mme MERLE-SZEREMETA Aurélie	IRSN
M. RENAUD Philippe	IRSN
Mme ROMMENS Catherine	IRSN
Mme SENE Monique	GSIEN/CSPI
Mme VRAY Françoise	IRSN

Listes des participants aux réunions sur les paramètres de transfert dans le milieu marin

Nom	Organisme
M. BAILLY DU BOIS Pascal	IRSN
M. BEUTIER Didier	COGEMA
M. BOILLEY David ¹⁶	ACRO
M. BOUST Dominique	IRSN
M. BRENOT Jean	IRSN
M. CIFFROY Philippe	EDF
Mme DELLERO Nicole	COGEMA
M. FIEVET Bruno	IRSN
M. GERMAIN Pierre	IRSN
Mme LAMBERT Frédérique	COGEMA
Mme MERLE-SZEREMETA Aurélie	IRSN
M. PIGREE Gilbert	ACRO
Mme ROMMENS Catherine	IRSN
Mme SENE Monique	GSIEN/CSPI

ANNEXE 3 : LA GRANULOMETRIE DES AEROSOLS

La taille des particules présentes dans le panache des rejets gazeux est conventionnellement fixée à 1 µm. Les coefficients de dose par inhalation, la vitesse de dépôt sec et les CTA (coefficients de transfert atmosphérique) retenus pour les calculs d'impact des rejets gazeux, utilisés par le GRNC sont cohérents avec ce choix. Il a été souligné que les ventilations équipant les usines du site de La Hague sont pourvues de filtres à Très Haute Efficacité (THE) dont l'efficacité de filtration est minimale pour les aérosols dont la granulométrie est comprise entre 0,1 et 0,3 µm. Donc, vraisemblablement, la granulométrie des particules radioactives présentes dans le panache est plus proche de 0,1 µm que de 1 µm. La note technique [Conte D., Merle-Szérémeta A., 2000] donne les raisons de préférer une granulométrie de 0,1 µm et examine si ce fait entraîne une modification du risque.

En premier lieu, une granulométrie de 0,1 µm implique une diminution de la vitesse de dépôt sec d'où une diminution, pour les aérosols, de l'exposition externe aux dépôts sur le sol et de l'exposition interne par ingestion de produits terrestres. Ces deux voies d'atteinte ne contribuant pas de façon importante (contribution inférieure à 1% chacune) au risque collectif, cette diminution de la vitesse de dépôt sec n'a donc pas de répercussion sur le résultat final de risque.

La diminution de la vitesse de dépôt sec implique également une diminution de l'appauvrissement du panache, d'où une augmentation des CTA. Pour des aérosols de granulométrie 0,1 µm, la vitesse de dépôt sec sera comprise entre celle des gaz rares (vitesse de dépôt sec nulle) et celle des aérosols de granulométrie 1 µm et conduira donc à un CTA compris entre celui des gaz rares et celui des aérosols de granulométrie 1 µm.

Les CTA utilisés par le GRNC pour les gaz rares et pour les aérosols de granulométrie 1 µm sont quasiment identiques. En effet, l'appauvrissement du panache est faible compte tenu des distances de calcul considérées (13 km au maximum). La diminution de la vitesse de dépôt sec aura donc une influence négligeable sur les CTA et par conséquent sur le calcul du risque collectif.

En dernier lieu, la prise en compte de particules ayant une granulométrie de 0,1 µm au lieu de 1 µm implique une augmentation d'un facteur 2 en moyenne des coefficients de dose à la moelle osseuse par inhalation. Le risque collectif dû à l'inhalation contribue de façon négligeable au risque collectif (le risque collectif dû à l'inhalation est égal à environ 10^{-6} pour un risque collectif de l'ordre de 10^{-3}). Une augmentation d'un facteur 2 des coefficients de dose par inhalation ne modifiera donc pas la valeur du risque collectif.

En conséquence, il n'est pas indispensable, pour l'étude d'incertitude, de modifier les valeurs des paramètres concernés par la granulométrie dans la procédure de calcul du GRNC.

Référence :

Conte D., Merle-Szérémeta A., *Granulométrie des aérosols des rejets gazeux en fonctionnement normal de l'usine COGEMA de La Hague*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/ 00-54 Indice 1, mai 2000

ANNEXE 4 : AUTOMATISATION DU CALCUL DU RISQUE : PRINCE

La procédure de calcul du GRNC est décrite dans [Drombry-Ringeard C., 2000]. Les résultats présentés dans [GRNC, 1999] ont été obtenus avec cette procédure de calcul développé sous EXCEL. La procédure n'étant pas automatisée, il fallait en moyenne 30 minutes pour refaire un calcul de risque collectif du fait de nombreuses interventions manuelles lorsque la valeur d'un paramètre était modifiée. Le développement d'un programme de calcul automatisé a donc été nécessaire afin de rendre le calcul plus rapide et transparent pour l'utilisateur dans l'optique de réaliser les calculs de sensibilité puis d'incertitude. Un cahier des charges a été rédigé [Thomassin A., février 2000] et [Thomassin A., mars 2000] à l'intention d'un prestataire informatique.

Les équations du modèle ont été réécrites. La procédure d'interpolation des coefficients de dose pour l'exposition interne (inhalation et ingestion) a été intégrée. Les deux modèles de calcul de risque (UNSCEAR 94 et BEIR V) sont disponibles.

Un filtre a été mis en place pour permettre à l'utilisateur de lancer le calcul uniquement pour les couples (radionucléide, voie d'atteinte) de son choix. L'utilisation du filtre en sélectionnant uniquement les couples (radionucléide, voie d'atteinte) prépondérants permet d'effectuer un calcul de risque collectif en 13 secondes. Un calcul d'incertitude sur le risque collectif basé sur 10 000 tirages prendra donc au maximum 36 heures.

Le programme de calcul automatisé dénommé PRINCE est documenté [Giraud J., 2000]. La validation des calculs effectués par PRINCE a été effectuée [Thomassin A., juillet 2000].

Références :

Drombry-Ringeard C., *Description du programme de calcul du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/00-12 Indice 1, mars 2000

Giraud J., *PRINCE, Programme de calcul de risque du Nord-Cotentin – Spécifications fonctionnelles détaillées*, Note Technique GFI, Version 1.0, juillet 2000

Giraud J., *PRINCE, Programme de calcul de risque du Nord-Cotentin – Spécifications techniques*, Note Technique GFI, Version 1.0, juillet 2000

Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, *Rapport détaillé*, Vol. 1-4, 1999

Thomassin A., *GT IPSN « Incertitudes » - Cahier des charges technique et fonctionnel de l'automatisation du programme de calcul de risque du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/00-15 Indice 1, février 2000

Thomassin A., *GT IPSN « Incertitudes » - Cahier des charges de l'automatisation du programme de calcul de risque du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/00-13 Indice 1, mars 2000

Thomassin A., *GT IPSN « Incertitudes » - Validation de l'automatisation du programme de calcul de risque du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/00-66 Indice 1, juillet 2000

ANNEXE 5 : COUPLAGE PRINCE-SUNSET

Dans le cadre de la méthode « probabiliste » de Monte-Carlo, la réalisation d'un calcul d'incertitude implique d'exécuter PRINCE de très nombreuses fois. Le couplage de PRINCE à un logiciel de calcul d'incertitude permet de réaliser les tirages des valeurs des paramètres dans leurs distributions respectives, de lancer le programme de calcul puis de récupérer les résultats (en dose ou en risque) pour les présenter sous la forme requise pour être analysés (graphiques, fichiers, statistiques, analyse de variance et régressions, ...).

Deux étapes sont requises pour le couplage :

- l'analyse des logiciels de calcul d'incertitude existants. Un inventaire rapide des logiciels de calcul d'incertitude disponibles sur le marché a été réalisée. Le choix s'est porté sur le logiciel SUNSET développé et utilisé dans le domaine de la sûreté par l'IPSN [Ounsi A., Chojnacki E., 1996] [Chojnacki E., 1996],
- le couplage de PRINCE à SUNSET. Les cahiers des charges du couplage PRINCE-SUNSET a été rédigé à l'intention d'un prestataire informatique [Thomassin A., 2000] [Merle-Szérémeta A., 2000].

Le couplage de PRINCE à SUNSET est documenté [Raimbault Th., 2001]. La validation du couplage a été effectuée [Thomassin A., 2001] [Merle-Szérémeta A., 2001].

Le schéma de principe du couplage de PRINCE à SUNSET est présenté sur la figure 1. Le logiciel de calcul obtenu est dénommé « PRINCE en mode batch ».

Le logiciel SUNSET réalise les n tirages des valeurs des p paramètres considérés pour l'analyse d'incertitude dans leurs distributions de probabilité respectives et créé un « fichier tirage ». Le logiciel PRINCE lit ce « fichier tirage » et lance le calcul de risque collectif n fois puis récupère les n résultats dans un « fichier résultat ». Les résultats sont ensuite analysés par SUNSET puis présentés sous la forme choisie (graphiques, fichiers, statistiques, ...).

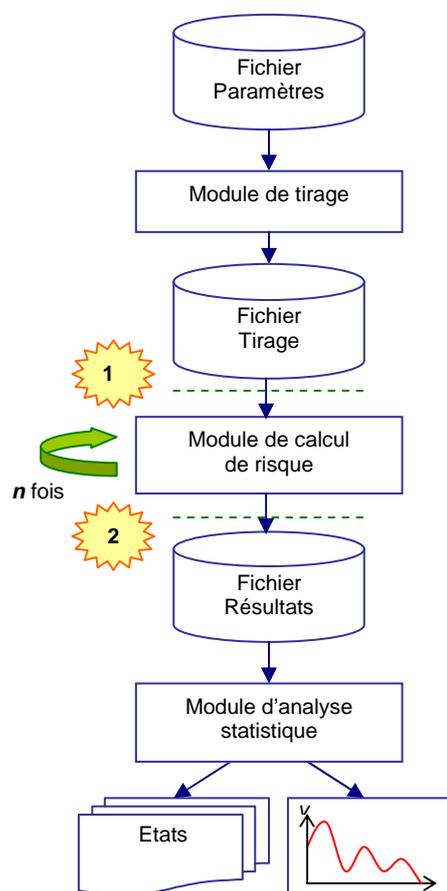


Figure 15 : schéma de principe du couplage PRINCE-SUNSET

Références :

Chojnacki E., *SUNSET, Maintenance guide*, Note IPSN/DRS/SEMAR 96/112, novembre 1996

Merle-Szérémeta A., *GT IPSN « Incertitudes » - Cahier des charges technique et fonctionnel du couplage de PRINCE au logiciel de calcul d'incertitude SUNSET*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/00-70 Indice 1, juillet 2000

Merle-Szérémeta A., *GT « Incertitudes » - Validation du couplage de PRINCE au logiciel de calcul d'incertitudes SUNSET*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/01-07 Indice 1, mars 2001

Ounsi A., Chojnacki E., *SUNSET, Descriptif technique*, Note IPSN/DRS/SEMAR 96/21, mars 1996

Ounsi A., Chojnacki E., *SUNSET, Guide utilisateur*, Note IPSN/DRS/SEMAR 96/22, mars 1996

Rimbault Th., *Couplage de PRINCE au logiciel de calcul d'incertitudes SUNSET – Spécifications générales*, Note Technique GFI, Version 1.0, janvier 2001

Rimbault Th., *Couplage de PRINCE au logiciel de calcul d'incertitudes SUNSET – Spécifications fonctionnelles détaillées*, Note Technique GFI, Version 1.0, janvier 2001

Thomassin A., *GT IPSN « Incertitudes » - Cahier des charges du couplage de PRINCE au logiciel de calcul d'incertitude SUNSET*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/00-68 Indice 1, juillet 2000

Thomassin A., *Couplage PRINCE/SUNSET – Définition de la recette*, Note Technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER/00-110 Indice 1, janvier 2001

ANNEXE 6 : PRINCIPE DU MODELE EMPIRIQUE DE PRINCE

Pour bâtir le modèle empirique de PRINCE, la modélisation utilisée par le GRNC au cours de sa première mission [GRNC, 1999] a été conservée. Le risque collectif se décompose en 8 voies d'atteintes prépondérantes qui représentent 99,7% du risque collectif ainsi que 8 voies d'atteinte négligeables qui représentent 0,3% du risque collectif (cf.§3.3.2).

L'idée sous-jacente au modèle empirique est de « factoriser » l'aspect cohorte. On veut être capable simplement de connaître l'impact sur le risque collectif d'une modification des paramètres incertains, ce qui ne nécessite pas de connaître le détail des calculs pour la cohorte. Ainsi, il suffit de savoir que le risque par ingestion de poissons pour le ^{90}Sr représente 8% de la valeur du risque collectif, pour pouvoir conclure que si les concentrations en ^{90}Sr dans les poissons avaient été sous-estimées d'un facteur 2, tous les autres paramètres n'ayant pas changé, le risque par ingestion de poissons pour le ^{90}Sr aurait doublé. Plus généralement, on s'aperçoit en fait qu'il est possible d'appliquer aux composants élémentaires de risque les équations relatives aux modèles de calcul de dose individuelle et de transferts dans l'environnement.

Construire le modèle empirique de PRINCE, c'est donc reprendre l'ensemble de la structure définie dans [GRNC (vol.3), 1999] et [GRNC (vol.4), 1999] (découpage par voie d'atteinte, par classe d'âge, par produit) ainsi que les équations des modèles de calcul de dose individuelle et de transferts dans l'environnement.

Le modèle empirique applique ces équations à des composants élémentaires de risque alors que PRINCE réalise le calcul complet de risque en utilisant les données relatives à la cohorte. Le découplage ainsi opéré entre les aspects cohorte et les modèles de calcul de dose individuelle et de transferts dans l'environnement permet de simplifier de façon drastique la complexité de l'analyse d'incertitude.

La réalisation du modèle empirique a donc consisté à déterminer les valeurs des composants élémentaires de risque pour le calcul de référence. Les valeurs des composants élémentaires de risque ne sont pas directement accessibles dans PRINCE. Il a donc été nécessaire de les déduire à partir d'expériences numériques structurées [Chojnacki E., Merle-Szérémeta A., 2001].

La construction du modèle empirique est illustrée ci-dessous sur la base de l'exemple du risque par ingestion de poissons. Le raisonnement utilisé pour cet exemple s'applique également aux autres voies d'atteinte. Cet exemple constitue une démonstration du fait qu'il est possible d'appliquer aux composants élémentaires de risque les équations relatives aux modèles de calcul de dose individuelle et de transferts dans l'environnement.

Exemple du risque par ingestion de poissons

Le risque par ingestion de poissons est modélisé par 77 paramètres (71 radionucléides, une quantité de poisson consommée pour chaque classe d'âge et un taux d'autoconsommation pour l'ensemble des classes d'âge). Pour les radionucléides, seules les incertitudes relatives aux 14 radionucléides prépondérants seront considérées. On considérera cependant un 15^e radionucléide correspondant à l'ensemble de tous les radionucléides négligeables.

Le modèle empirique pour l'ingestion de poissons va donc inclure 21 paramètres :

- 1 pour chaque radionucléide, soit 14,
- 1 pour l'ensemble des radionucléides négligeables,
- 1 pour chacune des classes d'âge, soit 5,
- 1 pour le taux d'autoconsommation.

Les concentrations dans le poisson interagissent avec les quantités consommées sur le risque collectif. Il est donc nécessaire de définir 75 (15*5) composants élémentaires de risque. Bien que le taux d'autoconsommation interagisse aussi avec les concentrations dans le poisson et les quantités consommées, il n'est pas nécessaire de définir de composants élémentaires de risque pour ce paramètre car il interagit avec l'ensemble des 75 composants élémentaires de risque.

Dans le cas du risque par ingestion de poissons, un composant élémentaire de risque, C_{ij} , se définit comme étant la contribution au risque collectif du risque par ingestion de poissons pour le radionucléide i , noté RN_i (i variant de 1 à 15), et la classe d'âge j (j variant de 1 à 5).

Considérons les équations utilisées pour effectuer l'estimation du risque collectif [GRNC, 1999].

Les modèles de risque sont du type :

$$(1) \quad \text{Excès de risque} = (A \cdot D + B \cdot D^2) \cdot e^{\beta} \text{ avec}$$

D : dose individuelle délivrée à l'organe,

A, B : paramètres du modèle, fonctions notamment de l'âge.

Le risque collectif par ingestion de poissons est donc donné par (1), appliqué à l'ensemble de la cohorte, D étant la dose individuelle à la moelle osseuse par ingestion de poissons.

L'équation donnant la dose par ingestion de poissons pour la classe d'âge j , pour l'ensemble de la cohorte et pour un radionucléide i s'écrit :

$$(2) \quad D_{\text{ing}}(RN_i, j) = \sum_{n, \alpha} \sum_k A_{\text{ing}}(RN_i, n-k, \alpha-k) \cdot CD_{\text{ing}}(RN_i, \alpha-k, \alpha) \text{ pour tous les } k \text{ tels que } \alpha \text{ soit dans la classe d'âge } j \text{ l'année } n-k, \text{ avec}$$

$$(3) \quad A_{\text{ing}}(RN_i, n, j) = A_{\text{poisson}}(RN_i, n) \cdot Q_{\text{poisson}}(j) \cdot TA_{\text{poisson}} \text{ où}$$

$D_{\text{ing}}(\text{Sv})$: dose par ingestion de poissons,

$A_{\text{ing}}(\text{Bq})$: activité ingérée,

$CD_{\text{ing}}(\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1})$: coefficient de dose par ingestion,

$A_{\text{poisson}}(\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ frais})$: activité massique du poisson,

$Q_{\text{poisson}}(\text{g/an})$: consommation annuelle de poisson,

TA_{poisson} : taux d'autoconsommation du poisson,

a : âge atteint par un individu.

Revenons maintenant à la modélisation des incertitudes pour le risque collectif par ingestion de poissons. On remarque d'emblée que les quantités consommées ainsi que le taux d'autoconsommation n'interagissent pas avec des données spécifiques à la cohorte (nombre d'individus par classe d'âge, par an, etc). Par ailleurs, il a été fait le choix de modéliser l'incertitude associée à l'activité massique du radionucléide i dans le poisson à l'aide d'un paramètre appelé RMC_i ¹⁷ qui ne dépend pas de l'année n considérée et vaut 1 pour le calcul de référence¹⁰. En conséquence, le domaine investigué dans notre analyse d'incertitude ne dépend pas de données spécifiques à la cohorte. L'aspect « cohorte » du problème pourra ainsi être factorisé.

Notons $A_{\text{poisson}}^{\text{ref}}(RN_i, n)$, l'activité massique du poisson pour le calcul de référence, $Q_{\text{poisson}}^{\text{ref}}(j)$ la quantité de référence de poisson consommée par la classe d'âge j , $TA_{\text{poisson}}^{\text{ref}}$ la valeur du taux d'autoconsommation utilisée pour le calcul de référence,

L'équation (3) s'écrit :

¹⁷ RMC signifie « rapport mesure (en moyenne annuelle)/calcul du GT3 du GRNC ».

$$(3') \quad A_{\text{ing}}(\text{RN}_i, n, j) = A_{\text{poisson}}(\text{RN}_i, n) * Q_{\text{poisson}}(j) * TA_{\text{poisson}}$$

$$= A_{\text{poisson}}^{\text{ref}}(\text{RN}_i, n) * Q_{\text{poisson}}^{\text{ref}}(j) * TA_{\text{poisson}}^{\text{ref}} * [(RMC_i * Q_{\text{poisson}}(j) * TA_{\text{poisson}}) / (Q_{\text{poisson}}^{\text{ref}}(j) * TA_{\text{poisson}}^{\text{ref}})]$$

$[(RMC_i * Q_{\text{poisson}}(j) * TA_{\text{poisson}}) / (Q_{\text{poisson}}^{\text{ref}}(j) * TA_{\text{poisson}}^{\text{ref}})]$ est un terme qui n'interagit avec aucune donnée spécifique à la cohorte. Et l'équation (2) s'écrit :

$$(2') \quad D_{\text{ing}}(\text{RN}_i, j) = D_{\text{ing}}^{\text{ref}}(\text{RN}_i, j) * [(RMC_i * Q_{\text{poisson}}(j) * TA_{\text{poisson}}) / (Q_{\text{poisson}}^{\text{ref}}(j) * TA_{\text{poisson}}^{\text{ref}})]$$

avec $D_{\text{ing}}^{\text{ref}}(\text{RN}_i, j)$, dose par ingestion de poissons obtenue pour le calcul de référence.

Si on néglige le terme quadratique de l'équation (1) (car ce terme est négligeable devant le terme linéaire), l'équation (1) relative au composant élémentaire de risque s'écrit :

$$(1') \quad C_{ij}(\text{poisson}) = C_{ij}^{\text{ref}}(\text{poisson}) * [(RMC_i * Q_{\text{poisson}}(j) * TA_{\text{poisson}}) / (Q_{\text{poisson}}^{\text{ref}}(j) * TA_{\text{poisson}}^{\text{ref}})]$$

avec C_{ij}^{ref} , composant élémentaire de risque obtenu pour le calcul de référence.

Le risque collectif par ingestion de poissons, noté $R(\text{poisson})$, est la somme de tous les composants élémentaires C_{ij} : $R(\text{poisson}) = C_{..}(\text{poisson})$, (le . signifie « somme sur tous les indices »).

Le risque dû à l'activité massique d'un radionucléide i dans le poisson, noté $R(A_{\text{poisson}}(\text{RN}_i))$ est la somme sur toutes les classes d'âge des composants élémentaires C_{ij} : $R(A_{\text{poisson}}(\text{RN}_i)) = C_{i.}$

Le risque dû à la consommation d'une quantité de poisson par la classe d'âge j , noté $R(Q_{\text{poisson}}(j))$ est la somme sur tous les radionucléides des composants élémentaires C_{ij} : $R(Q_{\text{poisson}}(j)) = C_{.j}$

Le risque par ingestion de poisson nécessite la connaissance de 75 composants élémentaires de risque. Une modification du taux d'autoconsommation, TA_{poisson} , affecte proportionnellement ces 75 composants élémentaires de risque car le taux d'autoconsommation ne dépend ni du radionucléide, ni de la classe d'âge j . Une modification du RMC_i affecte proportionnellement tous les coefficients C_{ij} , i étant fixé, tandis qu'une modification de $Q_{\text{poisson}}(j)$ affecte proportionnellement tous les coefficients C_{ij} , j étant fixé (cf. Figure 16).

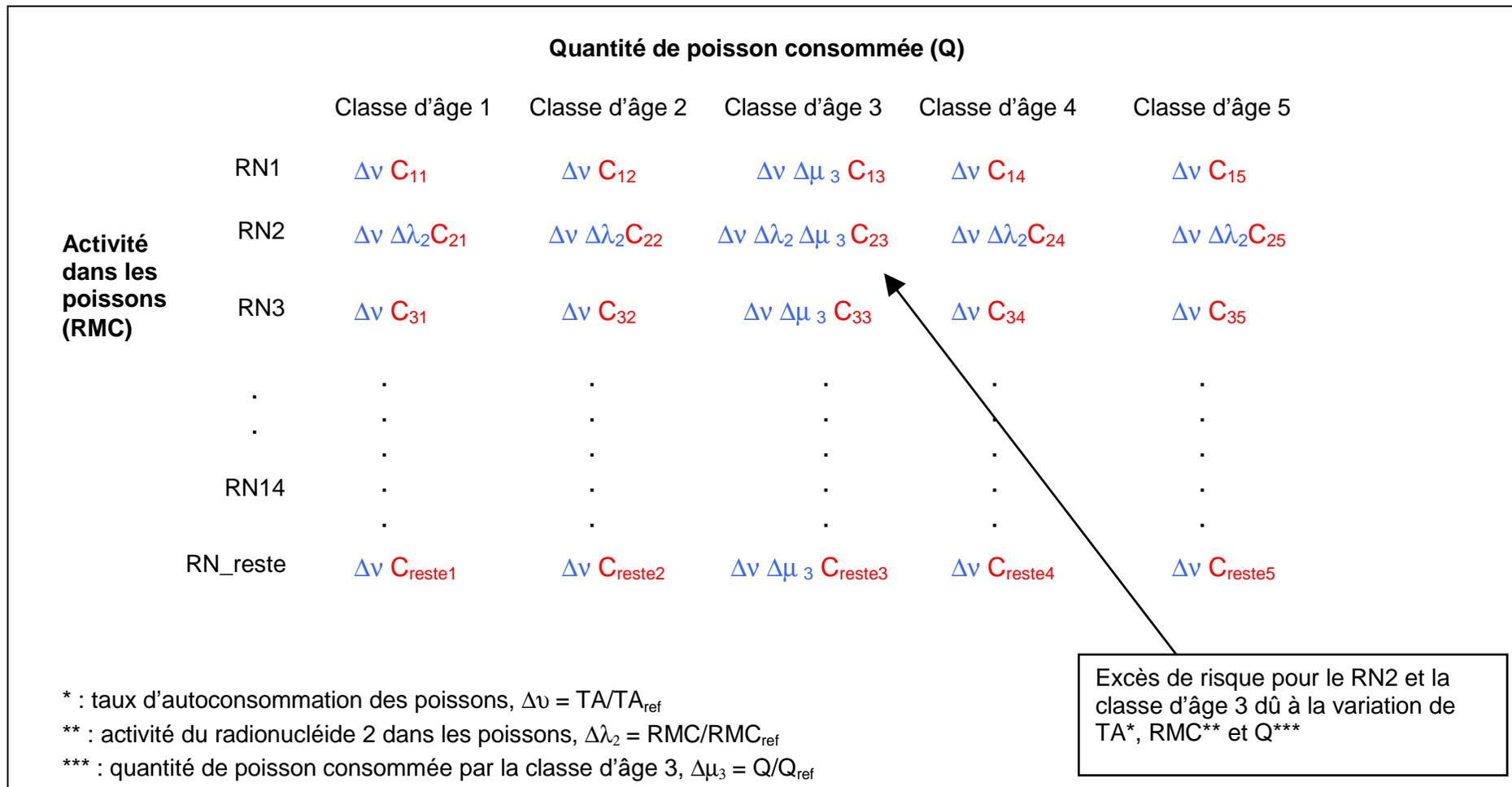


Figure 16 : risque par ingestion de poissons – effet de la variation de l'activité, de la quantité consommée et du taux d'autoconsommation

Réalisation

La réalisation du modèle empirique va donc consister à déterminer les valeurs des composants élémentaires de risque pour le calcul de référence, C_{ij}^{ref} . Les valeurs des composants élémentaires de risque ne sont donc pas directement accessibles dans PRINCE. Il est donc nécessaire de les déduire à partir d'expériences numériques structurées.

Reprenons l'exemple du risque collectif par ingestion de poissons et utilisons également les notations utilisées et les résultats obtenus dans le paragraphe précédent.

Le risque collectif par ingestion de poissons pour le radionucléide i peut s'obtenir comme la différence entre le risque collectif de référence (noté R^{ref}) et le risque collectif que l'on obtiendrait si l'activité massique des poissons pour le radionucléide i était nulle (noté $R(A_{poisson}^{ref}(RN_i, n) * 0)$). Ceci s'écrit : $C_{i.}^{ref} = R^{ref} - R(A_{poisson}^{ref}(RN_i, n) * 0)$

De la même façon, en notant $R(Q_{poisson}^{ref}(j) * 0)$ le risque collectif obtenu lorsque la classe d'âge j ne consomme pas de poissons, nous avons : $C_{.j}^{ref} = R^{ref} - R(Q_{poisson}^{ref}(j) * 0)$.

Pour connaître les termes C_{ij}^{ref} , nous allons utiliser le fait que la quantité de poissons consommée par une classe d'âge j interagit avec l'activité massique des radionucléides i dans les poissons (RMC_i), comme l'indique la présence du produit entre ces deux paramètres dans l'équation (1'). Un raisonnement immédiat nous donne : $C_{ij}^{ref} = R(A_{poisson}^{ref}(RN_i, n) * 2, Q_{poisson}^{ref}(j) * 2) - R^{ref} - C_{i.}^{ref} - C_{.j}^{ref}$, où $R(A_{poisson}^{ref}(RN_i, n) * 2, Q_{poisson}^{ref}(j) * 2)$ désigne le risque collectif obtenu lorsque l'on double simultanément l'activité massique des poissons pour le radionucléide i ($RMC_i=2$) et la quantité de poissons consommée par la classe d'âge j .

Les composants élémentaires de risque pour les autres voies d'atteinte ont été établis de façon analogue même s'il est vrai que certaines voies d'atteinte ont nécessité une conception un peu plus fine des expériences numériques à réaliser. Par exemple, l'exposition externe fait intervenir des paramètres comme le temps passé à l'extérieur qui intervient dans le calcul du risque pour différentes voies d'atteinte (exposition externe au panache, exposition externe aux dépôts).

La structure logiciel du modèle empirique de PRINCE est représentée sur la Figure 17 suivante.

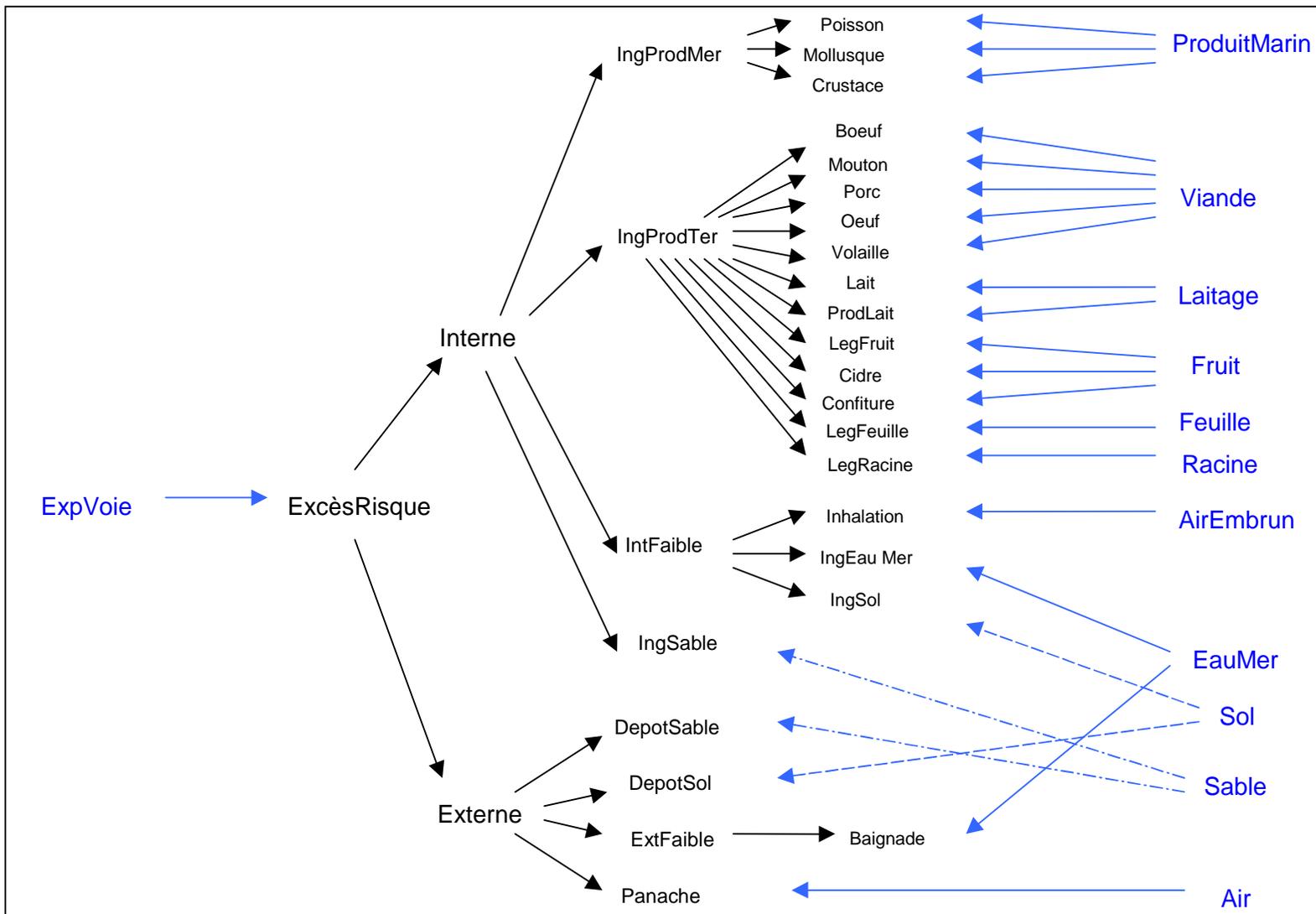


Figure 17 : structure logiciel du modèle empirique de PRINCE

ANNEXE 7 : DISTRIBUTIONS DE PROBABILITE DES PARAMETRES RETENUES PAR LE GT « INCERTITUDES »

Voie de contamination : embruns																			
Paramètre étudié et radionucléide	Connaissance ¹⁸	Minimum	Maximum	Déciles											Moyenne	Mode	Ecart-type	Distribution ¹⁹	Nombre de RMC
				5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95					
RMC de l'eau de mer de 1966 à 1996																			
Sr-90	M	0,38	0,80	0,38	0,38	0,44	0,48	0,48	0,50	0,50	0,51	0,60	0,61	0,70	0,52		0,11		11
Ru-106	M	0,17	10,15	0,21	0,25	0,34	0,41	0,45	0,50	0,58	0,68	0,93	1,45	1,74	0,80		1,18		83

Voie de contamination : épandage d'algues																			
Paramètre étudié et radionucléide	Connaissance ¹⁸	Minimum	Maximum	Déciles											Moyenne	Mode	Ecart-type	Distribution ¹⁹	Nombre de RMC
				5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95					
RMC des algues de 1966 à 1996																			
Sr-90	M	0,56	2,79	0,58	0,63	0,74	0,88	0,96	1,06	1,23	1,55	1,81	1,96	2,16	1,26		0,60		17
Tc-99				1													fixe		

¹⁸ M=Mesures faites autour du site de La Hague, Mg = mesures génériques, J = jugement d'expert, A = Analogie, B = Bibliographie

¹⁹ normale, lognormale, triangulaire,...

Voie d'exposition : ingestion de crustacés																			
Paramètre étudié et radionucléide	Connaissance ¹⁸	Minimum	Maximum	Déciles											Moyenne	Mode	Ecart-type	Distribution ¹⁹	Nombre de RMC
				5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95					
RMC des crustacés de 1966 à 1996																			
Sr-90	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Ru-106	M	0,001	4,45	0,28	0,39	0,46	0,61	0,75	0,86	0,98	1,38	1,78	2,57	3,08	1,18	0,91	0,94	92	
Cs-137	M	0,27	3,16	0,44	0,48	0,59	0,68	0,77	0,89	0,99	1,14	1,46	2,05	2,35	1,06	1,04	0,61	78	
Co-60	M	0,005	4,40	0,17	0,21	0,31	0,38	0,45	0,58	0,66	0,76	1,01	1,86	2,12	0,77	0,20	0,67	129	
C-14	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Fe-55	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Zn-65	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Sb-125	M	0,28	5,26	0,36	0,42	0,54	0,64	0,66	0,75	0,88	1,08	1,52	1,81	2,79	1,11		0,99	34	
Cs-134	A ¹³⁷ Cs	0,27	3,16	0,44	0,48	0,59	0,68	0,77	0,89	0,99	1,14	1,46	2,05	2,35	1,06	1,04	0,61		
Pu-238	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Pu-239	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Pu-240	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Am-241	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Cm-244	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		

¹⁸ M=Mesures faites autour du site de La Hague, Mg = mesures génériques, J = jugement d'expert, A = Analogie, B = Bibliographie

¹⁹ normale, lognormale, triangulaire,...

Voie d'exposition : ingestion de poissons																			
Paramètre étudié et radionucléide	Connaissance ¹⁸	Minimum	Maximum	Déciles											Moyenne	Mode	Ecart-type	Distribution ¹⁹	Nombre de RMC
				5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95					
RMC des poissons de 1966 à 1996				5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95					
Sr-90	M	0,41	1,48	0,48	0,55	0,62	0,70	0,84	0,96	0,99	1,10	1,16	1,31	1,40	0,92		0,31		13
Ru-106	M	0,01	3,92	0,24	0,31	0,41	0,52	0,67	0,74	0,89	1,24	2,41	2,76	3,12	1,22		1,09		17
Cs-137	M	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		212
Co-60	M	0,07	3,24	0,22	0,25	0,30	0,40	0,50	0,65	0,77	1,05	1,19	1,83	2,26	0,85		0,68		75
C-14	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Fe-55	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Zn-65	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Sb-125	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Cs-134	A ¹³⁷ Cs	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Pu-238	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Pu-239	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Pu-240	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Am-241	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Cm-244	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		

¹⁸ M=Mesures faites autour du site de La Hague, Mg = mesures génériques, J = jugement d'expert, A = Analogie, B = Bibliographie

¹⁹ normale, lognormale, triangulaire,...

Voie d'exposition : ingestion de mollusques																			
Paramètre étudié et radionucléide	Connaissance ¹⁸	Minimum	Maximum	Déciles											Moyenne	Mode	Ecart-type	Distribution ¹⁹	Nombre de RMC
				5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95					
RMC des mollusques de 1966 à 1996																			
Sr-90	J	0,74	2,16	0,75	0,78	0,86	0,88	0,93	1,00	1,01	1,21	1,64	2,02	2,15	1,20	0,88	0,48		(14)
Ru-106	M	0,11	3,44	0,24	0,33	0,40	0,47	0,57	0,59	0,78	0,85	1,18	1,37	1,81	0,80		0,59		46
Cs-137	M	0,22	7,39	0,37	0,55	0,60	0,75	0,80	0,92	1,17	1,59	2,02	3,38	4,63	1,51		1,45		42
Co-60	M	0,07	2,05	0,14	0,15	0,23	0,28	0,32	0,40	0,60	0,70	0,91	1,28	1,73	0,60		0,48		56
C-14	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Fe-55	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Zn-65	J	0,20	2,47	0,20	0,24	0,41	0,58	0,62	0,66	0,81	0,90	1,23	2,14	2,24	0,90		0,65		(20)
Sb-125	M	0,26	2,11	0,42	0,57	0,78	0,85	0,97	1,18	1,20	1,21	1,38	1,73	1,92	1,11		0,47		14
Cs-134	A	0,22	7,39	0,37	0,55	0,60	0,75	0,80	0,92	1,17	1,59	2,02	3,38	4,63	1,51		1,45		42
Pu-238	J	0,29	3,00	0,37	0,55	0,67	0,87	0,90	1,04	1,26	1,43	1,53	1,76	2,01	1,15		0,55		(52)
Pu-239	J	0,29	3,00	0,37	0,55	0,67	0,87	0,90	1,04	1,26	1,43	1,53	1,76	2,01	1,15		0,55		(52)
Pu-240	J	0,29	3,00	0,37	0,55	0,67	0,87	0,90	1,04	1,26	1,43	1,53	1,76	2,01	1,15		0,55		(52)
Am-241	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		
Cm-244	J	0,03	15,65	0,40	0,52	0,68	0,81	1,00	1,17	1,35	1,60	1,92	2,86	5,80	1,68		1,88		

J ⁹⁰Sr = Patelles ⁹⁰Sr, J ⁶⁵Zn = Patelles ⁶⁵Zn, J ^{238,239,240}Pu = Patelles ^{239,240}Pu
 () : nombre de RMC pour les patelles

¹⁸ M=Mesures faites autour du site de La Hague, Mg = mesures génériques, J = jugement d'expert, A = Analogie, B = Bibliographie

¹⁹ normale, lognormale, triangulaire,...

Voies d'exposition : exposition externe au sable & ingestion par inadvertance de sable																			
Paramètre étudié et radionucléide	Connaissance ¹⁸	Minimum	Maximum	Déciles											Moyenne	Mode	Ecart-type	Distribution ¹⁹	Nombre de RMC
				5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95					
RMC des sédiments de 1966 à 1996																			
Co-60	M	0,05	18,44	0,11	0,20	0,28	0,35	0,44	0,58	0,88	1,38	2,29	3,64	5,12	1,48	0,29	2,32		289
Ru-106	M	0,06	5,41	0,14	0,20	0,29	0,38	0,44	0,57	0,69	0,98	1,41	2,08	2,81	0,91	0,61	0,92		196
Zr-95	J	0,05	18,44	0,11	0,20	0,28	0,35	0,44	0,58	0,88	1,38	2,29	3,64	5,12	1,48	0,29	2,32		
Eu-154	J	0,05	18,44	0,11	0,20	0,28	0,35	0,44	0,58	0,88	1,38	2,29	3,64	5,12	1,48	0,29	2,32		
Cs-137	M	0,10	7,42	0,32	0,38	0,47	0,57	0,68	0,81	0,95	1,22	1,71	2,50	3,52	1,19	0,47	1,10		297
Sb-125	M	0,10	3,00	0,20	0,25	0,34	0,39	0,45	0,51	0,61	0,82	1,01	1,72	1,92	0,74		0,58		142
Ce-144	J	0,05	18,44	0,11	0,20	0,28	0,35	0,44	0,58	0,88	1,38	2,29	3,64	5,12	1,48	0,29	2,32		
Cs-134	A ¹³⁷ Cs	0,10	7,42	0,32	0,38	0,47	0,57	0,68	0,81	0,95	1,22	1,71	2,50	3,52	1,19	0,47	1,10		
Co-58	A ⁶⁰ Co	0,05	18,44	0,11	0,20	0,28	0,35	0,44	0,58	0,88	1,38	2,29	3,64	5,12	1,48	0,29	2,32		
Cm-244	J	0,05	18,44	0,11	0,20	0,28	0,35	0,44	0,58	0,88	1,38	2,29	3,64	5,12	1,48	0,29	2,32		
Cm-242	J	0,05	18,44	0,11	0,20	0,28	0,35	0,44	0,58	0,88	1,38	2,29	3,64	5,12	1,48	0,29	2,32		
Am-241	J	0,05	18,44	0,11	0,20	0,28	0,35	0,44	0,58	0,88	1,38	2,29	3,64	5,12	1,48	0,29	2,32		

¹⁸ M=Mesures faites autour du site de La Hague, Mg = mesures génériques, J = jugement d'expert, A = Analogie, B = Bibliographie

¹⁹ normale, lognormale, triangulaire,...

Voies d'exposition : exposition externe au panache & ingestion de produits terrestres contaminés par les rejets gazeux																			
Paramètre étudié et radionucléide RMC	Connaissance ¹⁸	Minimum	Maximum	Déciles											Moyenne	Mode	Ecart-type	Distribution ¹⁹	Nbre RMC
				5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95					
RMC des CTA gaz rares (sans unité)	M,J	-	-	0,75	0,96	1,30	1,61	1,90	2,15	2,55	3,00	3,70	4,93	6,17	2,64	-	1,75	prod. ²⁰	34

Transfert en milieu terrestre : C-14 et H-3																					
Paramètre étudié et radionucléide	Unité	Connaissance ¹⁸	Minimum	Maximum	Déciles											Moyenne	Mode	Ecart-type	Distribution ¹⁹	Nbre mesures	Valeur du GT3 du GRNC
					5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95						
Teneur en carbone des LFR ²¹	gC/kg frais	B,Mg ²² , J	-	-	29	36	44	50	55	60	65	70	76	84	91	60	60	19	normale	46 ²²	57
Teneur en carbone des LR ²³	gC/kg frais	B,Mg ²² , J	-	-	36	45	55	63	69	75	81	87	95	105	114	75	75	24	normale	48 ²²	95
Teneur en carbone de la viande de bœuf	gC/kg frais	B,Mg ²² , J	-	-	157	166	178	186	193	200	207	214	222	234	243	200	200	26	normale	30 ²²	228
Teneur en carbone de la viande de porc	gC/kg frais	B,Mg ²² , J	-	-	235	249	267	279	290	300	310	321	333	351	365	300	300	39	normale	30 ²²	228
Teneur en carbone de la volaille	gC/kg frais	B,Mg ²² , J	-	-	118	125	133	140	145	150	155	160	167	175	182	150	150	20	normale	30 ²²	228
Teneur en carbone des œufs	gC/kg frais	B,Mg ²² , J	-	-	118	125	133	140	145	150	155	160	167	175	182	150	150	20	normale	30 ²²	156
Teneur en carbone du lait de vache	gC/kg frais	B,Mg ²² , J	-	-	57	59	62	64	65	67	69	70	72	75	77	67	67	6	normale	63 ²²	67
Teneur en carbone de l'air	g/m ³	B	0,182	0,197	0,183	0,184	0,185	0,187	0,188	0,190	0,191	0,193	0,194	0,195	0,196	0,189	0,189	0,004	équiprobable	18	0,19

²⁰ produit de lois normales et lognormales

²¹ LFR = légumes fruits

²² les mesures utilisées sont des mesures de rapport poids frais sur poids sec dont on a déduit la distribution de la teneur en carbone

²³ LR = légumes racines

Transfert en milieu terrestre : C-14 et H-3

Paramètre étudié et radionucléide	Connaissance ¹⁸	Minimum	Maximum	Déciles											Moyenne	Mode	Ecart-type	Distribution ¹⁹	Nbre mesures	Valeur du GT3 du GRNC	
				5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95							
Coef de transformation du carbone dans le cidre	-			sans objet																	
Teneur en eau du lait de vache	%	Mg,J	-	-	0,868	0,871	0,876	0,879	0,882	0,885	0,887	0,89	0,893	0,898	0,902	0,89	0,89	0,01	normale	63	0,88
Teneur en eau des LR	%	Mg,J	-	-	0,78	0,797	0,817	0,831	0,844	0,855	0,867	0,879	0,894	0,914	0,931	0,855	0,855	0,05	normale	48	0,86
Humidité atmosphérique absolue de l'air, à saturation	kg/m ³	B			0,008														fixe		0,008
Humidité atmosphérique relative de l'air	-	B			0,86														fixe		0,86

Transfert en milieu terrestre : algues

Paramètre étudié et radionucléide	Connaissance ¹⁸	Minimum	Maximum	Déciles											Moyenne	Mode	Ecart type	Distribution ¹⁹	Nbre mesures	Valeur du GT3 du GRNC	
				5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95							
Cst de décroissance dans le sol pour le ⁹⁰ Sr	an ⁻¹	B,J	0,03	0,14	0,045	0,051	0,060	0,066	0,072	0,078	0,085	0,092	0,101	0,112	0,120	0,08	0,07		triangulaire		0,031
Cst de décroissance dans le sol pour le ⁹⁹ Tc	an ⁻¹	J	6,3													fixe		6,3			
Facteur de transfert sol/plante du Sr dans les LFL ²⁴	kg sec/kg frais	B,Mg,J	-	-	0,030	0,052	0,078	0,096	0,122	0,153	0,191	0,235	0,300	0,388	0,541	0,2	ND	0,2	prod. ²⁰	140 ²²	0,21
Facteur de transfert sol/plante du Sr dans les LR	kg sec/kg frais	B,Mg,J	-	-	0,027	0,042	0,057	0,074	0,095	0,117	0,149	0,208	0,277	0,470	0,702	0,22	ND	0,33	prod. ²⁰	44 ²²	0,06
Facteur de transfert sol/plante du Tc dans les LFL	kg sec/kg frais	B,Mg,J	1													fixe		30			
Masse volumique du sol cultivé	kg sec/m ³	M,J	540	1302	665	717	791	847	894	936	975	1019	1071	1139	1187	931	952		triangulaire	25	1600
Profondeur de l'horizon racinaire pour les LFL	cm	B,J	-	-	10	11,3	13,1	14,6	15,9	17,3	18,8	20,6	22,9	26,6	30	18,3		6,3	lognormale		30
Profondeur de l'horizon racinaire pour les LR	cm	B,J	-	-	10	11,3	13,1	14,6	15,9	17,3	18,8	20,6	22,9	26,6	30	18,3		6,3	lognormale		30

²⁴ LFL = légumes feuilles

Transfert en milieu terrestre : embruns																					
Paramètre étudié et radionucléide	Connaissance ¹⁸	Minimum	Maximum	Déciles												Moyenne	Mode	Ecart type	Distribution ¹⁹	Nbre mesures	Valeur du GT3 du GRNC
				5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95							
Rapport de captation sec pour l'herbe	-	B,J	0,4	0,6	0,43	0,44	0,46	0,48	0,49	0,50	0,51	0,52	0,54	0,56	0,57	0,5	0,5		triangulaire		0,7
Rapport de captation sec pour le foin	-	B,J	0,4	0,6	0,43	0,44	0,46	0,48	0,49	0,50	0,51	0,52	0,54	0,56	0,57	0,5	0,5		triangulaire		0,9
Rapport de captation sec pour le maïs ensilage	-	B,J	0,4	0,6	0,43	0,44	0,46	0,48	0,49	0,50	0,51	0,52	0,54	0,56	0,57	0,5	0,5		triangulaire		0,9
Rapport de captation sec pour les LFL	-	B,J	0,2	0,3	0,22	0,22	0,23	0,24	0,24	0,25	0,26	0,26	0,27	0,28	0,28	0,25	0,25		triangulaire		0,5
Rapport de captation sec pour les LR	-	B,J	0,3	0,5	0,33	0,34	0,36	0,38	0,39	0,40	0,41	0,42	0,44	0,46	0,47	0,4	0,4		triangulaire		0,7
Cst de décroissance biomécanique du ⁹⁰ Sr dans l'herbe	j ⁻¹	B,J	0,015	0,1	0,027	0,032	0,039	0,045	0,049	0,054	0,059	0,064	0,071	0,079	0,085	0,055	0,05		triangulaire		0,050
Cst de décroissance biomécanique du ⁹⁰ Sr dans le foin	j ⁻¹	B,J	0,015	0,1	0,027	0,032	0,039	0,045	0,049	0,054	0,059	0,064	0,071	0,079	0,085	0,055	0,05		triangulaire		0,050
Cst de décroissance biomécanique du ⁹⁰ Sr dans le maïs	j ⁻¹	B,J	0,03	0,14	0,045	0,051	0,060	0,066	0,072	0,078	0,085	0,092	0,101	0,112	0,120	0,08	0,07		triangulaire		0,050
Cst de décroissance biomécanique du ⁹⁰ Sr dans les LFL	j ⁻¹	B,J	0,03	0,14	0,045	0,051	0,060	0,066	0,072	0,078	0,085	0,092	0,101	0,112	0,120	0,08	0,07		triangulaire		0,050
Cst de décroissance biomécanique du ⁹⁰ Sr dans les LR	j ⁻¹	B,J	0,03	0,14	0,045	0,051	0,060	0,066	0,072	0,078	0,085	0,092	0,101	0,112	0,120	0,08	0,07		triangulaire		0,050
Cst de décroissance biomécanique du ¹⁰⁶ Ru dans les LFL	j ⁻¹	B,J	0,03	0,14	0,045	0,051	0,060	0,066	0,072	0,078	0,085	0,092	0,101	0,112	0,120	0,08	0,07		triangulaire		0,050
Temps de croissance de l'herbe	jours	B,J	365																fixe		42
Temps de croissance du foin	jours	B,J	365																fixe		42
Temps de croissance du	jours	B,J	130	180	138	141	145	149	151	154	157	160	164	168	172	154	153		triangulaire		65

Transfert en milieu terrestre : embruns

Paramètre étudié et radionucléide	Connaissance ¹⁸	Minimum	Maximum	Déciles											Moyenne	Mode	Ecart type	Distribution ¹⁹	Nbre mesures	Valeur du GT3 du GRNC	
				5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95							
maïs ensilage																			re		
Temps de croissance des LFL	jours	B,J	30	310	66	81	102	118	132	148	165	184	207	237	259	154	122		triangulaire		40
Temps de croissance des LR	jours	B,J	18	180	41	51	65	75	84	92	102	112	125	141	152	94	85		triangulaire		150
Rendement culturel de l'herbe	kg frais/m2/an	B,J	1	10	2,2	2,7	3,4	3,9	4,4	4,9	5,4	6,0	6,8	7,7	8,4	5,1	4,2		triangulaire		1,5
Rendement culturel du foin	kg frais/m2/an	B,J	1	10	2,2	2,7	3,4	3,9	4,4	4,9	5,4	6,0	6,8	7,7	8,4	5,1	4,2		triangulaire		1,5
Rendement culturel du maïs ensilage	kg frais/m2/an	B,J	4,5	7,5	4,9	5,0	5,3	5,4	5,6	5,8	6,0	6,2	6,4	6,7	7,0	5,8	5,5		triangulaire		5
Rendement culturel des LFL	kg frais/m2/an	B,J	0,5	5	1,2	1,5	1,9	2,2	2,5	2,7	3,0	3,2	3,6	4,0	4,3	2,7	2,7		triangulaire		1,5
Rendement culturel des LR	kg frais/m2/an	B,J	1	6	1,7	2,0	2,4	2,7	3,0	3,3	3,6	3,9	4,3	4,8	5,1	3,3	3,0		triangulaire		3
Facteur de translocation du ⁹⁰ Sr pour l'herbe	-	B,J	1																fixe		1
Facteur de translocation du ⁹⁰ Sr pour le foin	-	B,J	1																fixe		1
Facteur de translocation du ⁹⁰ Sr pour le maïs	-	B,J	1																fixe		1
Facteur de translocation du ⁹⁰ Sr pour les LFL	-	B,J	1																fixe		1
Facteur de translocation du ⁹⁰ Sr pour les LR	-	B,J	1,0 E-6	1,0 E-3	2,2 E-4	3,2 E-4	4,5 E-4	5,5 E-4	6,3 E-4	7,0 E-4	3,7 E-3	4,6 E-3	5,6 E-3	6,9 E-3	7,8 E-3	3,0 E-3	5,0 E-5		triangulaire		0
Facteur de translocation du ¹⁰⁶ Ru pour les LFL	-	B,J	1																fixe		1
Facteur de transfert sol/plante du Sr dans l'herbe	kg sec/kg frais	B,Mg,J	-	-	0,055	0,102	0,152	0,194	0,241	0,292	0,353	0,433	0,541	0,744	0,883	0,365		0,278	prod. ²⁰	379 ²²	0,22
Facteur de transfert sol/plante du Sr dans le foin	kg sec/kg frais	B,J	-	-	0,374	0,451	0,577	0,698	0,776	0,891	1,022	1,172	1,409	1,781	2,209	1,036		0,589	prod. ²⁰		0,22
Facteur de transfert	kg sec/kg	B,J	-	-	0,054	0,063	0,074	0,086	0,101	0,117	0,131	0,15	0,191	0,234	0,295	0,136		0,076	prod. ²⁰		0,11

Transfert en milieu terrestre : embruns																					
Paramètre étudié et radionucléide		Connaissance ¹⁸	Minimum	Maximum	Déciles										Moyenne	Mode	Ecart type	Distribution ¹⁹	Nbre mesures	Valeur du GT3 du GRNC	
					5	10	20	30	40	50	60	70	80	90							95
sol/plante du Sr dans le maïs	frais																				
Facteur de transfert sol/plante du Sr dans les LFL	kg sec/kg frais		cf. précédemment																		
Facteur de transfert sol/plante du Sr dans les LR	kg sec/kg frais		cf. précédemment																		
Masse volumique du sol	kg sec/m ³		cf. précédemment																		
Profondeur de l'horizon racinaire pour l'herbe	cm	B,J	-	-	5	6,1	7,7	9,2	10,7	12,2	14,0	16,3	19,4	24,6	30	14,2		8,4	lognormale	10	
Profondeur de l'horizon racinaire pour le foin	cm	B,J	-	-	5	6,1	7,7	9,2	10,7	12,2	14,0	16,3	19,4	24,6	30	14,2		8,4	lognormale	10	
Profondeur de l'horizon racinaire pour le maïs	cm	B,J	-	-	20	20,9	22,1	23,0	23,7	24,5	25,3	26,1	27,2	28,7	30	24,7		3,1	lognormale	30	
Profondeur de l'horizon racinaire pour les LFL	cm		cf. précédemment																		
Profondeur de l'horizon racinaire pour les LR	cm		cf. précédemment																		
Cst de décroissance dans le sol pour le ⁹⁰ Sr	an ⁻¹		cf. précédemment																		
Cst de décroissance dans le sol pour le ¹⁰⁶ Ru	an ⁻¹		sans objet																		
Facteur de transfert du ⁹⁰ Sr au lait de vache	j/kg frais	B,J	1,0 E-3	5,0 E-3	1,4 E-3	1,6 E-3	1,9 E-3	2,1 E-3	2,3 E-3	2,6 E-3	2,8 E-3	3,1 E-3	3,5 E-3	3,9 E-3	4,2 E-3	3,0 E-3	2,0 E-3		triangulaire	2,0 E-3	
Facteur de transfert du ⁹⁰ Sr aux produits laitiers	-	B,J	0,1	7	0,7	0,9	1,2	1,6	2,0	2,5	2,9	3,5	4,1	5,0	5,6	2,7	1		triangulaire	8,2	
Consommation de matière sèche par la vache	kg sec/j	B,J	11	15	11,6	11,9	12,3	12,5	12,8	13,0	13,2	13,5	13,7	14,1	14,4	13	13		triangulaire	-	
Consommation de sol par la vache	en % de la ration sèche herbe/foin	B,J	1,4	18	3,1	3,8	4,9	5,7	6,6	7,6	8,7	10,0	11,4	13,4	14,7	8,1	5		triangulaire	-	

Groupe d'aliments	Taux d'autoconsommation (en %)				
	Mode	Valeur minimale	Valeur maximale	Distribution de probabilité	Valeur du GT4 du GRNC
Crustacés	53	6	100	Loi triangulaire symétrique	53
Mollusques	75	50	100	Loi triangulaire symétrique	75
Poissons marins	53	6	100	Loi triangulaire symétrique	53
Légumes feuilles	60	20	100	Loi triangulaire symétrique	60
Légumes fruits	40	0	80	Loi triangulaire symétrique	40
Légumes racines	60	20	100	Loi triangulaire symétrique	60
Viande de bœuf	56	12	100	Loi triangulaire symétrique	56
Viande de porc	56	12	100	Loi triangulaire symétrique	56
Volailles et lapins	56	12	100	Loi triangulaire symétrique	56
Œufs	80	60	100	Loi triangulaire symétrique	80
Lait de vache	60	20	80	Loi triangulaire	62
Produits laitiers	60	20	80	Loi triangulaire	30
Cidre	85	70	100	Loi triangulaire symétrique	100 ²⁵

²⁵ Valeur par défaut

Temps passé	Budget temps										Distribution de probabilité
	0-2 ans		3-7 ans		8-12 ans		13-17 ans		18-24 ans		
		GT4 du GRNC		GT4 du GRNC		GT4 du GRNC		GT4 du GRNC		GT4 du GRNC	
A l'extérieur (%)											
Minimum	5		5		5		5		5		Loi triangulaire symétrique
Mode	12,5	20	12,5	20	12,5	20	12,5	20	12,5	20	
Maximum	20		20		20		20		20		
A la baignade (h an ⁻¹)											
Minimum	2		6		10		7		7		Loi triangulaire
Mode	4	5	12	20	20	20	14	20	14	20	
Maximum	8		24		40		28		28		
A la plage (dont pêche à pied) (h an ⁻¹)											
Minimum	35		54		58		54		54		Loi triangulaire
Mode	70	100	108	100	116	100	108	100	108	100	
Maximum	140		216		232		216		216		

Durée de consommation du produit frais (mois/an)				
Groupe d'aliments	Valeur minimale	Valeur maximale	Distribution de probabilité	Valeur du GT4 du GRNC
Légumes-feuilles	0	12	Lois uniformes	12
Légumes-fruits				8
Légumes-racines				12
Viande de bœuf				0
Viande de porc				0
Volailles et lapins				12
Œufs				12
Lait de vache				12
Produits laitiers				12
Cidre				12

Ingestion par inadvertance de sable ($g j^{-1}$)											
	0-2 ans		3-7 ans		8-12 ans		13-17 ans		18-24 ans		Distribution de probabilité
	Minimum	GT4 du GRNC	Loi triangulaire								
Mode	1.10^{-3}		6.10^{-3}		4.10^{-3}		1.10^{-3}		1.10^{-3}		
Maximum	1.10^{-2}	$1,4.10^{-2}$	3.10^{-2}	$5,5.10^{-3}$	2.10^{-2}	$2,7.10^{-3}$	6.10^{-3}	$1,4.10^{-3}$	6.10^{-3}	$1,4.10^{-3}$	

Pour les consommations alimentaires, les distributions retenues sont des lois triangulaires.

Groupes d'aliments	Consommations alimentaires (g j ⁻¹)									
	0-2 ans		3-7 ans		8-12 ans		13-17 ans		18-24 ans	
		GT4 du GRNC		GT4 du GRNC		GT4 du GRNC		GT4 du GRNC		GT4 du GRNC
Crustacés										
Minimum	0		2		3		2		3	
Mode	0	0	4	3	6	5	5	5	7	36
Maximum	0		8		12		10		14	
Mollusques										
Minimum	0		2		2		2		3	
Mode	0	0	4	1	5	3	5	3	6	19
Maximum	0		8		10		10		12	
Poissons marins										
Minimum	6		15		20		15		20	
Mode	11	5	25	16	35	27	30	27	40	63
Maximum	23		50		70		60		80	
Cidre										
Minimum	0		0		50		50		50	
Mode	0	0	0	0	100	104	100	104	100	104
Maximum	0		0		200		200		200	
Légumes feuilles										
Minimum	22		15		20		20		25	
Mode	45	4	30	11	35	19	35	30	45	66
Maximum	90		60		70		70		90	
Légumes fruits										
Minimum	41		55		60		60		70	
Mode	79	49	105	126	120	200	120	134	140	200
Maximum	158		210		240		240		280	
Légumes racines										
Minimum	52		45		60		75		60	
Mode	101	44	90	173	115	299	145	389	120	359
Maximum	203		180		230		290		240	
Viande de bœuf										
Minimum	7		15		25		30		30	
Mode	15	5	30	22	50	38	60	38	55	57
Maximum	30		60		100		120		110	

Groupes d'aliments	Consommations alimentaires (g j ⁻¹)									
	0-2 ans		3-7 ans		8-12 ans		13-17 ans		18-24 ans	
		GT4 du GRNC		GT4 du GRNC		GT4 du GRNC		GT4 du GRNC		GT4 du GRNC
Viande de porc										
Minimum	2		15		20		25		25	
Mode	4	3	25	25	40	44	45	55	50	82
Maximum	8		50		80		90		100	
Volailles et lapins										
Minimum	6		15		20		20		25	
Mode	11	4	25	16	40	30	35	33	45	63
Maximum	23		50		80		70		90	
Lait de vache										
Minimum	185		140		115		105		70	
Mode	370	693	280	540	230	386	210	386	140	334
Maximum	740		560		460		420		280	
Produits laitiers										
Minimum	71		100		90		90		90	
Mode	143	33	195	52	180	68	175	68	180	90
Maximum	285		390		360		350		360	
Œufs										
Minimum	3		8		8		8		10	
Mode	5	8	15	19	15	27	15	30	20	33
Maximum	11		30		30		30		40	

Ratio activité rejetée/activité rejetée utilisée par le GT4 du GRNC ²⁶				
Radionucléide	Valeur minimale	Valeur maximale	Distribution de probabilité	Valeur du GT4 du GRNC
⁸⁵ Kr	0,85	1,15	Lois triangulaires symétriques	1
¹⁴ C	0,56	0,94		1
³ H	0,7	1,3		1

Facteur de protection aux dépôts				
Radionucléide	Valeur minimale	Valeur maximale	Distribution de probabilité	Valeur du GT4 du GRNC
¹⁰⁶ Ru	0	1	Loi uniforme	0,05

²⁶ Pour chaque radionucléide, la détermination des activités rejetées chaque année est faite en multipliant les activités rejetées utilisées par le GT4 du GRNC par le ratio tiré par le logiciel SUNSET ; ces ratios sont indépendants de l'année de rejet et ne dépendent que du radionucléide considéré.

ANNEXE 8 : ANALYSE DES RESULTATS PAR UN LOGICIEL STATISTIQUE

Le modèle de régression linéaire multiple sans terme d'interaction utilisé par le logiciel SUNSET donne une bonne qualité explicative globale (97%) des résultats de risque collectif, la qualité explicative du modèle étant son aptitude à reconstituer les valeurs du résultat à partir des valeurs des paramètres.

La qualité prédictive de ce modèle de régression est cependant mauvaise du fait du non respect des équations du modèle de calcul du risque collectif (sommés à la place de produits). La qualité prédictive se définit comme étant l'aptitude du modèle à évaluer de nouveaux résultats à partir de nouvelles valeurs pour les paramètres. En particulier, la contribution de l'incertitude des quantités de produits marins consommées à l'incertitude du risque collectif est fortement sous-évaluée. Les coefficients de régression standards estiment cette contribution à 1% ; le risque par ingestion de produits marins est en fait compris entre 40% et 125% (ces valeurs correspondent respectivement aux fractiles 5% et 95% de la distribution du risque par ingestion de produits marins, cette information est accessible grâce au modèle empirique). De plus, l'effet de certains paramètres (au total 21) est estimé à tort être négatif. Par exemple, le coefficient de régression de la concentration en ^{134}Cs dans les crustacés est négatif, ce qui signifierait qu'augmenter la concentration de ce radionucléide dans les crustacés conduirait à une diminution du risque collectif.

La mauvaise qualité de ces coefficients est liée à un défaut d'adéquation entre le modèle fonctionnel sous-jacent à PRINCE (i.e. les équations de calcul de risque) et le modèle de régression utilisé par le logiciel statistique. Une solution consisterait à fournir au logiciel statistique un « bon » modèle de régression, c'est-à-dire conforme aux modèles utilisés par le GRNC pour évaluer le risque collectif. Concevoir un tel modèle de régression revient à définir la structure du modèle empirique de PRINCE. Malheureusement la connaissance de la structure et des équations est insuffisante pour générer un modèle de régression correct (c'est-à-dire d'une bonne qualité prédictive). Il est aussi nécessaire de déterminer les valeurs des paramètres du modèle de régression mais leur qualité dépend étroitement de la nature de l'échantillonnage. Concevoir les expériences nécessaires à la détermination des paramètres d'un modèle fait l'objet des techniques dites de plans d'expérience [Toubier Y. *et al.*, 1994]. L'échantillonnage aléatoire combiné à l'omniprésence d'effets d'interactions fait que les expériences numériques (les 1000 calculs) qui ont été réalisées définissent un plan d'expérience de faible information [Box G.P.E., Draper N.R., 1987]. Plus concrètement, cela signifie par exemple qu'il aurait été impossible de déterminer les composants élémentaires de risque du modèle empirique de PRINCE directement à partir d'un échantillon aléatoire [Chojnacki E., Merle-Szérémeta A., 2001] même si l'on avait introduit une structure et des équations correctes dans le modèle de régression.

En conclusion, on s'aperçoit que les informations susceptibles d'être fournies par un logiciel statistique à partir uniquement de la connaissance du risque collectif et des valeurs des paramètres incertains définies dans l'échantillon ne peuvent nous aider à expliquer la faible dispersion entre la borne inférieure et supérieure du risque collectif ainsi que le fait que la valeur de référence soit située dans les valeurs basses de la distribution.

ANNEXE 9 : DETAIL DES RESULTATS D'INCERTITUDE PAR PRODUIT, PAR CLASSE D'AGE, PAR VOIE D'ATTEINTE

Tableau 12 : incertitude du risque par ingestion de poissons, crustacés, mollusques et produits marins obtenue - méthode « probabiliste » de Monte-Carlo (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

poissons	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	2,5	2,9	3,7	2,4	0,6	13,5
référence actualisée	5,0	6,2	8,1	5,8	1,4	26,5
R _{95%}	16,9	20,8	27,1	18,9	6,5	84,3
crustacés	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0	1,8	2,0	1,0	0,3	5,6
référence actualisée	0	4,2	4,8	2,6	0,6	12,2
R _{95%}	0	14,0	17,6	9,6	2,0	39,6
mollusques	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0	2,7	2,3	1,5	0,3	8,2
référence actualisée	0	4,3	4,0	2,5	0,5	11,3
R _{95%}	0	9,7	9,0	5,6	1,0	23,0
produits-marins	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	2,5	11,8	12,7	7,8	1,8	40,0
référence actualisée	5,0	14,7	16,9	10,9	2,5	50,0
R _{95%}	16,9	36,1	43,3	30,2	7,9	125,4

Tableau 13 : incertitude du risque par ingestion par inadvertance de sable et par exposition externe au sable - méthode « probabiliste » de Monte-Carlo (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

ingestion sable	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,4	0,3	0,1	0,0	0,0	1,2
référence actualisée	0,8	0,8	0,3	0,1	0,0	2,0
R _{95%}	16,4	9,6	3,2	0,4	0,1	27,8
externe sable	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	1,3	3,5	3,9	3,0	1,1	14,4
référence actualisée	2,7	7,2	7,8	6,4	2,5	26,7
R _{95%}	11,2	30,5	33,7	28,4	11,0	107,8
total	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	2,2	4,6	4,4	3,1	1,2	19,2
référence actualisée	3,5	8,0	8,2	6,5	2,5	28,7
R _{95%}	23,2	35,4	35,3	28,5	11,0	133,5

²⁷ Le calcul de référence est celui qui a été produit par le GRNC au cours de sa première mission et qui a conduit à un risque collectif de 0,0009 [GRNC, 1999].

Tableau 14 : incertitude du risque par ingestion de bœuf, mouton, œuf, porc, volaille - méthode « probabiliste » de Monte-Carlo (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

boeuf	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,046	0,095	0,140	0,111	0,051	0,500
référence actualisée	0,076	0,156	0,216	0,187	0,081	0,716
R _{95%}	0,534	1,132	1,554	1,313	0,613	4,886
mouton	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0	0,007	0,012	0,018	0,008	0,045
référence actualisée	0	0,009	0,015	0,022	0,100	0,056
R _{95%}	0	0,045	0,075	0,107	0,053	0,280
oeuf	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,020	0,059	0,047	0,037	0,022	0,200
référence actualisée	0,075	0,078	0,065	0,046	0,023	0,244
R _{95%}	0,186	0,562	0,457	0,340	0,218	1,720
porc	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,017	0,120	0,145	0,124	0,066	0,499
référence actualisée	0,027	0,177	0,234	0,188	0,103	0,729
R _{95%}	0,201	1,412	1,799	1,405	0,785	5,429
volaille	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,023	0,055	0,070	0,045	0,030	0,232
référence actualisée	0,037	0,090	0,119	0,074	0,047	0,368
R _{95%}	0,289	0,689	0,943	0,573	0,387	2,812

Tableau 15 : incertitude du risque par ingestion de légumes-fruits, confiture et cidre - méthode « probabiliste » de Monte-Carlo (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

légumes-fruits	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,096	0,092	0,097	0,0601	0,028	0,422
référence actualisée	0,221	0,220	0,196	0,134	0,061	0,832
R _{95%}	0,930	1,196	1,065	0,779	0,422	4,171
confiture	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,007	0,015	0,019	0,010	0,004	0,054
référence actualisée	0,008	0,018	0,024	0,013	0,005	0,068
R _{95%}	0,025	0,073	0,098	0,055	0,027	0,278
cidre	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0	0	0,256	0,176	0,067	0,538
référence actualisée	0	0	0,350	0,238	0,094	0,681
R _{95%}	0	0	1,831	1,216	0,574	3,463

Tableau 16 : incertitude du risque par ingestion de lait et de produits laitiers - méthode « probabiliste » de Monte-Carlo (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

lait	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,604	0,410	0,309	0,213	0,054	1,791
référence actualisée	1,081	0,708	0,536	0,378	0,086	2,788
R _{95%}	4,861	3,680	2,471	1,727	0,516	13,193
produits laitiers	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,303	0,377	0,304	0,224	0,077	1,494
référence actualisée	0,418	0,494	0,420	0,315	0,111	1,758
R _{95%}	2,169	2,734	2,261	1,690	0,684	9,258

Tableau 17 : incertitude du risque par ingestion de légumes-feuilles et de légumes-racines - méthode « probabiliste » de Monte-Carlo (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

légumes-feuilles	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,371	0,143	0,158	0,123	0,030	0,915
référence actualisée	0,881	0,322	0,359	0,286	0,056	1,904
R _{95%}	2,247	0,971	0,986	0,792	0,191	5,038
légumes-racines	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,296	0,211	0,262	0,253	0,064	1,206
référence actualisée	0,573	0,365	0,467	0,494	0,101	2,000
R _{95%}	3,749	2,185	3,076	3,077	0,676	12,356

Tableau 18 : incertitude du risque par ingestion de produits terrestres contaminés par les rejets gazeux, les embruns et l'épandage d'algues - méthode « probabiliste » de Monte-Carlo (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

rejets gazeux	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	1,1	1,4	1,5	1,1	0,5	5,7
référence actualisée	1,4	1,7	1,8	1,3	0,6	6,9
R _{95%}	9,0	11,5	12,1	8,9	4,4	45,6
embruns	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,6	0,3	0,3	0,3	0,0	1,5
référence actualisée	1,2	0,6	0,6	0,5	0,1	3,0
R _{95%}	2,1	1,1	1,2	1,0	0,1	5,3
épandage	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,5	0,2	0,4	0,3	0,1	1,5
référence actualisée	0,7	0,4	0,5	0,5	0,1	2,2
R _{95%}	3,6	1,5	2,4	2,7	0,2	10,3
total	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	2,8	2,4	2,8	2,2	0,7	11,2
référence actualisée	3,3	2,6	3,0	2,4	0,8	12,1
R _{95%}	12,3	12,8	14,3	10,9	4,6	54,4

Tableau 19 : incertitude du risque par exposition externe au panache - méthode « probabiliste » de Monte-Carlo (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

panache	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,9	1,5	1,5	1,5	0,7	6,1
référence actualisée	1,1	1,9	1,9	1,8	0,9	7,6
R _{95%}	7,0	11,4	11,5	11,2	5,4	46,5

Tableau 20 : incertitude du risque par exposition externe au dépôt sur le sol - méthode « probabiliste » de Monte-Carlo (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

dépôt sol	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,8
référence actualisée	0,2	0,3	0,3	0,3	0,1	1,2
R _{95%}	1,1	1,8	1,9	1,7	0,7	7,1

Tableau 21 : incertitude du risque collectif - méthode « probabiliste » de Monte-Carlo (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

voie interne	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	9,2	18,1	19,5	12,0	3,2	66,7
référence actualisée	9,2	18,3	20,2	13,4	3,3	64,4
R _{95%}	34,2	48,0	51,6	35,3	10,8	176,3
voie externe	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	3,5	7,5	8,0	6,7	2,8	29,7
référence actualisée	4,1	9,4	10,1	8,5	3,5	35,6
R _{95%}	15,5	36,7	38,7	33,6	14,2	110,4
total	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	14,5	29,2	31,1	22,2	6,8	111
référence actualisée	13,3	27,6	30,3	22,0	6,8	100
R _{95%}	45,2	75,2	80,0	61,3	22,7	272

Tableau 22 : incertitude du risque par ingestion de poissons, crustacés, mollusques et produits marins – méthode « possibiliste »²⁸ (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

poissons	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	<i>1,9</i>	<i>2,4</i>	<i>3,1</i>	<i>1,9</i>	<i>0,5</i>	9,8
référence actualisée	5,0	6,2	8,1	5,8	1,4	26,5
R _{95%}	<i>19,8</i>	<i>24,7</i>	<i>32,3</i>	<i>25,8</i>	<i>9,1</i>	111,8
crustacés	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	<i>0</i>	<i>1,4</i>	<i>1,4</i>	<i>0,8</i>	<i>0,2</i>	3,8
référence actualisée	0	4,2	4,8	2,6	0,6	12,2
R _{95%}	<i>0</i>	<i>17,3</i>	<i>21,7</i>	<i>13,8</i>	<i>2,5</i>	55,3
mollusques	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	<i>0</i>	<i>2,4</i>	<i>2,0</i>	<i>1,3</i>	<i>0,2</i>	5,9
référence actualisée	0	4,3	4,0	2,5	0,5	11,3
R _{95%}	<i>0</i>	<i>11,3</i>	<i>10,1</i>	<i>6,3</i>	<i>1,1</i>	28,8
produits-marins	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	<i>1,9</i>	<i>6,2</i>	<i>6,5</i>	<i>4,0</i>	<i>0,9</i>	19,5
référence actualisée	5,0	14,7	16,9	10,9	2,5	50,0
R _{95%}	<i>19,8</i>	<i>53,3</i>	<i>64,1</i>	<i>46,0</i>	<i>12,7</i>	195,9

Tableau 23 : incertitude du risque par ingestion par inadvertance de sable et par exposition externe au sable - méthode « possibiliste »²⁸ (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

ingestion sable	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	<i>0,3</i>	<i>0,2</i>	<i>0,1</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	0,6
référence actualisée	0,8	0,8	0,3	0,1	0,0	2,0
R _{95%}	<i>24,9</i>	<i>12,2</i>	<i>4,6</i>	<i>0,6</i>	<i>0,1</i>	42,4
externe sable	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	<i>1,0</i>	<i>3,0</i>	<i>3,1</i>	<i>2,6</i>	<i>1,0</i>	10,7
référence actualisée	2,7	7,2	7,8	6,4	2,5	26,7
R _{95%}	<i>15,0</i>	<i>40,3</i>	<i>42,0</i>	<i>36,0</i>	<i>15,1</i>	148,4
total	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	<i>1,3</i>	<i>3,2</i>	<i>3,2</i>	<i>2,6</i>	<i>1,0</i>	11,3
référence actualisée	3,5	8,0	8,2	6,5	2,5	28,7
R _{95%}	<i>39,9</i>	<i>52,5</i>	<i>46,6</i>	<i>36,6</i>	<i>15,2</i>	190,8

²⁸ Les valeurs en italique sont issues de la méthode Monte-Carlo.

Tableau 24 : incertitude du risque par ingestion de bœuf, mouton, œuf, porc, volaille - méthode « possibiliste »²⁸ (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

boeuf	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,03	0,08	0,11	0,09	0,04	0,35
référence actualisée	0,07	0,16	0,22	0,19	0,08	0,72
R _{95%}	0,64	1,42	1,86	1,62	0,75	6,29
mouton	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0	0	0,01	0,02	0,01	0,04
référence actualisée	0	0,01	0,02	0,02	0,10	0,06
R _{95%}	0	0,05	0,08	0,11	0,06	0,30
oeuf	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,02	0,05	0,04	0,03	0,02	0,15
référence actualisée	0,07	0,08	0,06	0,05	0,02	0,28
R _{95%}	0,24	0,68	0,54	0,39	0,26	2,12
porc	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,01	0,09	0,12	0,10	0,05	0,38
référence actualisée	0,03	0,18	0,23	0,19	0,10	0,73
R _{95%}	0,26	1,74	2,17	1,73	0,97	6,87
volaille	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,02	0,04	0,06	0,04	0,02	0,18
référence actualisée	0,04	0,09	0,12	0,07	0,05	0,37
R _{95%}	0,33	0,85	1,11	0,73	0,46	3,48

Tableau 25 : incertitude du risque par ingestion de légumes-fruits, confiture et cidre - méthode « possibiliste »²⁸ (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

légumes-fruits	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,07	0,07	0,07	0,04	0,02	0,28
référence actualisée	0,22	0,22	0,20	0,13	0,06	0,83
R _{95%}	1,12	1,41	1,35	0,98	0,53	5,38
confiture	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,01	0,01	0,02	0,01	0,00	0,05
référence actualisée	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,07
R _{95%}	0,03	0,08	0,11	0,06	0,03	0,31
cidre	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0	0	0,21	0,15	0,06	0,42
référence actualisée	0	0	0,35	0,24	0,09	0,68
R _{95%}	0,	0	2,13	1,56	0,68	4,37

Tableau 26 : incertitude du risque par ingestion de lait et produits laitiers - méthode « possibiliste »²⁸ (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

lait	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,51	0,35	0,25	0,17	0,04	1,33
référence actualisée	1,08	0,71	0,54	0,38	0,09	2,79
R _{95%}	5,68	4,46	3,01	2,01	0,62	15,79
produits laitiers	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,26	0,31	0,25	0,17	0,07	1,06
référence actualisée	0,42	0,49	0,42	0,32	0,11	1,76
R _{95%}	2,52	3,32	2,54	2,07	0,81	11,27

Tableau 27 : incertitude du risque par ingestion légumes-feuilles et de légumes-racines - méthode « possibiliste »²⁸ (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

légumes-feuilles	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,32	0,12	0,14	0,10	0,03	0,70
référence actualisée	0,88	0,32	0,36	0,29	0,06	1,90
R _{95%}	2,91	1,14	1,20	0,96	0,22	6,43
légumes-racines	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,25	0,17	0,21	0,20	0,05	0,88
référence actualisée	0,57	0,36	0,47	0,49	0,10	2,00
R _{95%}	4,73	2,71	3,83	4,00	0,86	16,12

Tableau 28 : incertitude du risque par ingestion de produits terrestres contaminés par les rejets gazeux, les embruns et l'épandage d'algues - méthode « possibiliste » (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

total	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	1,5	1,3	1,5	1,1	0,4	5,8
référence actualisée	3,3	2,6	3,0	2,4	0,8	12,1
R _{95%}	18,5	17,9	19,9	16,2	6,2	78,7

Tableau 29 : incertitude du risque par exposition externe au panache - méthode « possibiliste »²⁸ (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

panache	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,8	1,2	1,3	1,2	0,6	5,1
référence actualisée	1,1	1,9	1,9	1,8	0,9	7,6
R _{95%}	7,9	12,9	13,0	12,6	6,1	52,5

Tableau 30 : incertitude du risque par exposition externe au dépôt sur le sol - méthode « possibiliste »²⁸ (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

dépôt sol	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,7
référence actualisée	0,2	0,3	0,3	0,3	0,1	1,2
R _{95%}	2,6	4,2	4,2	3,8	1,6	16,4

Tableau 31 : incertitude du risque collectif - méthode « possibiliste » (les résultats sont exprimés en % du risque collectif de référence²⁷)

voie interne	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	3,7	7,7	8,1	5,1	1,4	26,0
référence actualisée	9,2	18,3	20,2	13,4	3,3	64,4
R _{95%}	63,2	83,4	88,8	62,9	19,2	317,6
voie externe	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	1,9	4,4	4,6	4,0	1,6	16,5
référence actualisée	4,1	9,4	10,1	8,5	3,5	35,6
R _{95%}	25,6	57,3	59,2	52,4	22,8	217,3
total	0-2ans	3-7ans	8-12ans	13-17ans	adulte	total
R _{5%}	5,6	12,1	12,7	9,1	3,0	42
référence actualisée	13,3	27,6	30,3	22,0	6,8	100
R _{95%}	88,8	140,7	148,0	115,4	42,0	535

ANNEXE 10 : COMMENTAIRES SUR LES TRAVAUX DU GT « INCERTITUDES »

ANNEXE 10 : COMMENTAIRES SUR LES TRAVAUX DU GT « INCERTITUDES »

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'avions 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.

The GRNC foreign experts opinion

"The reports of an increase in the incidence of leukemia 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 leukemia 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."

GB CM JS

MERLE-SZEREMETA Aurélie 157391

De: Boilley David [boilley@ganil.fr]
Envoyé: lundi 25 juin 2001 13:06
À: annie.sugier@ipsn.fr; aurelie.merle-szeremeta@ipsn.fr; 'Monique Sene'; ROMMENS Catherine 161576; BRENOT Jean 057994; barbey@ibba.unicaen.fr
Objet: GRNC/GTI

Bonjour,

Le travail effectué dans le cadre du GTI a été initié par l'IPSN il y a plus d'un an. Lorsqu'il a été décidé d'associer des membres du mouvement associatif, le travail était déjà très avancé. Une partie des paramètres entrant dans le modèle a donc été rediscutée en présence des nouveaux membres, mais cela ne suffit pas pour s'approprier l'étude.

Contrairement à la première phase des travaux du GRNC, l'ACRO n'a pas participé à toutes les étapes et les réflexions. Dans ces conditions, je ne pense pas pouvoir signer le rapport et il me paraît plus honnête de le dire dès maintenant.

Je reconnais la difficulté et l'ampleur du travail accompli et j'attends avec beaucoup d'intérêt les résultats des calculs. Cependant, je regrette que ni le terme source des rejets aériens ni les paramètres entrant après les modes de vie (facteurs de doses...) n'aient été discutés.

Des réserves sur une partie du travail ne servent à rien car elles sont largement ignorées par les exploitants dans leur présentation des résultats. Dès lors, il ne reste que la solution de ne pas signer en espérant que la contribution de l'ACRO aura tout de même été utile. Si nécessaire, je pourrai expliquer plus en détail ma position pour le rapport final.

Cordialement,
David Boilley
ACRO

Commentaires des membres de l'ACRO impliqués dans la mission 2 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 critiques¹. 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 ».

¹ 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.

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 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 particulière² 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 approfondies³.

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

² Comme par exemple la non prise en compte de la consommation des eaux de surface par les espèces animales..

³ 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).

fragmentaires voir pauvres⁴ 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 pauvres contraignant le GRNC à construire des modèles de dispersion bien 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'avons 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

⁴ 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].

The Uncertainty Study carried out by the 'Groupe Radioécologie Nord Cotentin' - Views by the National Radiological Protection Board.

Background

The Nord Cotentin Radioecology Group (GRNC) was originally established to investigate the risk of childhood leukaemia caused by radioactivity in the Nord Cotentin region of France. The National Radiological Protection Board (NRPB) from the UK was associated with the first mission of the GRNC. A member of staff was on the Group and advice and information was provided during the course of the study, which was published in 1999. The results of the original study represented the best estimate based on current knowledge and the uncertainty associated with the estimated risk was not quantified. One of the main recommendations of the GRNC was to carry out a further study to quantify the uncertainty associated with the estimated risk. Initially the Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire (IPSN) set up a working group to start an uncertainty study in January 2000 and invited the NRPB to join the group. This was due to the experience of NRPB in carrying out assessments of the uncertainties associated with estimates of radiation doses due to radioactivity in the environment and our experience in estimating the risks of leukaemia and other cancers in Seascale, a village near the Sellafield nuclear site, from all sources of ionising radiation. NRPB was given a contract by IPSN to collaborate on the uncertainty study. The NRPB collaboration involved participation in the working group on uncertainties; a critical analysis of the GRNC approach; provision of information as required. This role continued when the French Ministries for Health and for Terrestrial Development and the Environment formally requested a sensitivity and uncertainty analysis as part of a new programme of work for the GRNC.

NRPB has, therefore, been involved with the uncertainty analysis since its inception. Advice has been given on various aspects of the study and information provided when required. A member of staff has attended meetings of the working group on uncertainties and the plenary meetings of the GRNC.

The Uncertainty Analysis

Throughout the period of this study the GRNC has been very open to different views through discussions at the working group, various sub-groups and the main GRNC meetings. Considerable effort went into determining the ranges on the different parameter values for use in the initial sensitivity analysis and the uncertainty analysis. The sub-groups set up to consider particular groups of parameters met as often as required to reach a consensus on the ranges and account was taken of all views. For the initial sensitivity analysis minimum and maximum values were required for each parameter and there seemed to be particular emphasis on ensuring that the maximum value was not underestimated. These ranges then influenced the distributions of possible values for each parameter required for the uncertainty analysis. In many cases simple triangular distributions were used based on the minimum, maximum and the reference value (the reference value is the value from the original study). These distributions were often skewed such that the reference value was lower than the mean of the distribution and there was a higher probability of getting a value higher than the reference or best estimate than of getting a value lower. This was partially due to the desire not to underestimate the risk which then contributed to the skewed distributions. The use of these triangular distributions had an effect on the final results of the uncertainty analysis as also found in previous NRPB studies¹.

The approach adopted in the main uncertainty analysis was appropriate and robust. The methods adopted, the models used and the parameter distributions were all defensible and acceptable. A probabilistic approach was used based on the standard Monte Carlo method of carrying out uncertainty analysis. The results of this probabilistic uncertainty analysis were consistent with

those that we would expect based on our experience with carrying out such assessments and given the distributions adopted. The resulting distribution in risk was narrow with less than a factor of three between the 5th and 95th percentiles. The risk corresponding to the 95th percentile was estimated to be 2.7 times the reference risk. The reference value of risk was situated at the lower end of the distribution below the 5th percentile. This followed from the use of a relatively large number of skewed triangular distributions. NRPB studies have also found relatively narrow distributions on the dose^{1,2,3}. Within the working group on uncertainty and the GRNC there was considerable discussion on the results of the uncertainty analysis and some concern as to whether the results were correct. At that stage it might have been worth looking again at the distributions chosen to see if it was possible to use say a log-normal distribution rather than a triangular distribution to better represent the available information. Probabilistic assessments have known limitations and these are recognised and discussed for the Nord Cotentin uncertainty study.

A second approach was then used to investigate the uncertainty, which was called the 'possibilist' method. This approach is relatively new and less well known than the standard probabilistic method. Also it was not possible for the working group on uncertainty to discuss all of the assumptions needed for this approach. Nevertheless, the results of the possibilist method are consistent with those from the probabilistic method and give confidence in the results obtained. A third calculation was carried out by GRNC for the uncertainty group and that was to see the effect of taking the maximum value or the minimum value for all parameters. This approach is recognised as being unrealistic but is of interest in the context of the Nord Cotentin study where the aim is to investigate whether the radioactivity in the environment due to nuclear plants in the area could have caused the observed increased incidence of childhood leukaemia. Taking the maximum value for all parameters increased the risk above the reference value by a factor of 20.

The probabilistic method estimated risks in the range 0.001 to 0.0024 cases of leukaemia, the extreme calculation taking all maximum or minimum values increased the range to 0.00009 to 0.027 cases. All of the results obtained for the working group on uncertainties are significantly below the number of cases of childhood leukaemia observed for the period of interest (four observed for two expected). They are also all lower than the risk of leukaemia estimated due to all sources of exposure to radioactivity, including natural and medical sources (0.84 cases). We, therefore, support the conclusion that it is unlikely that radioactive discharges from the nuclear sites in the Nord Cotentin region explain the trend towards an excess number of cases of childhood leukaemia.

The uncertainty study has a recognised major limitation in that it did not take into account the uncertainty associated with internal dosimetric data, nor that associated with the risk coefficients. This was because the dose and risk coefficients used are based on an International scientific consensus and there are no agreed documented values of uncertainty ranges for these coefficients. There are, however, some studies where uncertainties in dose coefficients have been considered, e.g. see references 1, 2 and 4. Also a joint US Nuclear Regulatory Commission and European Commission study on probabilistic accident consequence uncertainty analysis gave some information on the uncertainty associated with dose coefficients⁵. A recent (but still to be published) study carried out by NRPB for the UK Environment Agency considered the variability in critical group doses and investigated the effect on risks of taking uncertainty/variability ranges on dose coefficients and risk coefficients. The study was concerned with effective doses and the risk of radiation induced cancer and not specifically with doses to the red bone marrow and the risks of childhood leukaemia so the ranges could not have been used directly in the Nord Cotentin study. It would also be extremely difficult to develop uncertainty ranges specifically for red bone marrow dose and leukaemia, particularly for infants, due

to the lack of information. The UK study found similar ranges on the critical group doses to those found by the Nord Cotentin study even though uncertainty in the dose coefficients was included. However, when the uncertainty in the risk coefficients was included the overall uncertainty in the risk estimate was significantly greater being about a factor of 15 between the 5th and 95th percentile. Nevertheless this result would still not lead to the estimated risk of childhood leukaemia in the Nord Cotentin region being close to the number of cases observed or those estimated due to all sources of radiation exposure including natural and medical.

The uncertainty analysis of the Nord Cotentin study represents an important piece of work and it makes a major contribution to this scientific field. The analysis has been extremely thorough and carried out in an open way where contributions from all sources were welcomed.

References

1. Cabianca T R A et al. The variability in critical group doses from routine releases of radionuclides to the environment. National Radiological Protection Board, Chilton. NRPB-M952 (1998).
2. Aarkrog A, Simmonds J, Strand P, Christensen G and Salbu B. Radiological assessment of past, present and potential sources to environmental contamination in the Southern Urals and strategies for remedial measures (SUCON). RISØ National Laboratory, Roskilde Risø-R-1243 (2000)
3. Jones K A et al. Distributions in risk in exposed groups from routine releases of radionuclides to the environment. (To be published).
4. Khursheed A and Phipps A W. Uncertainties in current estimates of ingestion and inhalation doses coefficients for environmental intakes of 10 radionuclides. National Radiological Protection Board, Chilton. NRPB-M896 (1998).
5. Gossens L H J et al. Probabilistic accident consequence uncertainty analysis. Uncertainty assessment for internal dosimetry. NUREG/CR-6571, EUR 16773, SAND98-0119 (1998)

**National Radiological Protection Board,
Chilton
UK**

June 2002